



**Marisa Alexandra Henriques Ovelheiro**

Licenciada em Ciências de Engenharia do Ambiente

## **Estudo da evolução espaço-temporal do Município de Avis em relação à estrutura da paisagem com recurso a Sistemas de Informação Geográfica**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em  
Engenharia do Ambiente, perfil Sistemas Ambientais

Orientador: Maria Teresa Calvão Rodrigues, Professora  
Auxiliar, FCT/UNL

Coorientador: António Manuel Fernandes Rodrigues,  
Professor Auxiliar, FCT/UNL

Júri:

Presidente: Prof.<sup>a</sup> Doutora Maria Luísa Faria de Castro Castro e Lemos

Arguente: Prof. Doutor José Carlos Ribeiro Ferreira

Vogal: Prof.<sup>a</sup> Doutora Maria Teresa Calvão Rodrigues



FACULDADE DE  
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

**Novembro, 2018**



**Estudo da evolução espaço-temporal do Município de Avis em relação à estrutura da paisagem com recurso a Sistemas de Informação Geográfica**

Copyright © Marisa Alexandra Henriques Ovelheiro, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.



*“Tudo parece impossível, até ser feito”*

– Nelson Mandela

*“O futuro pertence àqueles que acreditam na beleza dos seus sonhos”*

– Eleanor Roosevelt

Dedico a presente dissertação aos meus pais e à minha irmã.



## **Agradecimentos**

A realização da presente dissertação não resulta apenas do meu trabalho, esforço e dedicação. Por isso, quero agradecer a todos aqueles que me ajudaram, apoiaram e que contribuíram para a concretização deste longo trabalho.

Em primeiro lugar, quero agradecer à Professora Maria Teresa Calvão Rodrigues (Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa) pela orientação, dedicação e disponibilidade ao longo deste ano e também pela simpatia, acessibilidade e apoio demonstrados ao longo da elaboração desta dissertação.

Ao Professor António Manuel Fernandes Rodrigues pelos seus comentários, conhecimento e sugestões dados ao longo destes últimos meses, de modo a melhorar a dissertação.

Aos meus pais, José e Isabel, pelo apoio, força, dedicação e companhia durante todo o meu percurso académico. Agradeço todo o vosso amor, apoio incondicional dado ao longo da minha vida, por me deixarem seguir os meus sonhos e por acreditarem em mim, sem vocês não seria possível chegar até aqui.

À minha irmã Andreia pelo apoio incondicional, carinho, incentivo e motivação, ainda que, por vezes, esgotes a minha paciência e saber que mesmo à distância estás sempre comigo.

Por último, mas não menos importante, quero agradecer a todos colegas e amigos que de alguma forma me ajudaram, em especial à Mariana Pepe Jorge, à Inês Magalhães, ao João Campôa, à Catarina Candeias, à Ana Beatriz Cavalheiro, à Cristina Pereira e aos restantes por todos os bons momentos que partilhámos durante o meu percurso académico.

À Mariana Pepe Jorge, à Micaela Antunes, à Tânia Reis e à Ana Serra pela companhia diária ao longo desta dissertação.





## Resumo

A destruição e o aumento da fragmentação das paisagens são das mais importantes consequências da ação humana e duas das mais relevantes ameaças para a biodiversidade. Por forma a avaliar adequadamente as alterações da ocupação e uso do solo é importante compreender as características espaciais da paisagem e as condições dos habitats, pois podem contribuir para uma melhor conservação, gestão e planeamento da paisagem.

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) aumentaram a capacidade de quantificar e monitorizar as alterações da ocupação e uso do solo ao longo do tempo. Os avanços na tecnologia permitiram a utilização de métricas e estatísticas espaciais para quantificar e categorizar a estrutura, a heterogeneidade e a complexidade das paisagens.

As características da paisagem como estrutura e fragmentação estão intimamente ligadas à ocupação e uso do solo. Esta dissertação tem como principal objetivo estudar a evolução espaço-temporal do concelho de Avis, localizado na região do Alentejo, no respeitante à ocupação e uso do solo no período 1990-2012 e à estrutura da paisagem, com recurso a SIG. Este estudo torna-se relevante para o diagnóstico do território e futuro ordenamento, e para a sua realização recorreu-se ao cálculo das métricas da paisagem e à determinação das transições ocorridas.

As alterações na ocupação e uso do solo consistiram na perda de área das florestas de folhosas e no aumento da área relativa aos sistemas agroflorestais. As culturas temporárias de sequeiro tiveram um decréscimo, enquanto os olivais tiveram um aumento considerável. Apesar da pouca representatividade do território artificializado, verificou-se que a área relativa a esta classe tem vindo a aumentar, embora a população esteja a diminuir.

No presente estudo concluiu-se que, no período 1990-2012, as florestas de folhosas são a classe dominante, constituindo a matriz da paisagem. Durante este período verificou-se uma fragmentação da paisagem, principalmente nos últimos anos, o que originou o aparecimento de manchas mais irregulares e complexas e que contribuiu para o aumento da heterogeneidade da paisagem.

**Palavras-chave:** Avis, análise espaço-temporal, ecologia da paisagem, fragmentação da paisagem, métricas da paisagem, ocupação e uso do solo.



## **Abstract**

The destruction and the increased fragmentation of landscapes are some of the most important consequences of human activities and two of the most significant threats to biodiversity. In order to adequately assess changes of land cover and land use, it is important to understand the spatial characteristics landscapes and the habitat conditions, as they may contribute to improved landscape conservation, management and planning.

Geographic Information Systems (GIS) have increased the ability to quantify and monitor changes in land cover and land use over time. Advances in technology have enabled the use of spatial metrics and statistics to quantify and categorize the structure, heterogeneity, and complexity of the landscape.

Landscape characteristics such as structure and fragmentation are closely linked to land cover and land use. This dissertation has as its main objective to study the spatial-temporal evolution of the county of Avis, located in the region of Alentejo, regarding land cover and land use in the period 1990-2012 and the landscape structure, using GIS. This study maybe relevant for the territory diagnosis and future planning. For its accomplishment, landscape metrics calculations and the transitions occurred were computed integrated in a GIS context.

It was found that hardwood forests experienced an area loss while agroforestry systems experienced an increase. There was a decrease of rainfed temporary crops, and olive groves considerably increased. Despite low representativeness of the artificialized territory its area increased, although population decreased.

In the present study it was concluded that, in the period 1990-2012, hardwood forests were the dominant class, constituting the landscape matrix. During this period fragmentation of the landscape occurred, mainly in the last years, which led to the appearance of more irregular and complex patches which contributed to the increase of landscape heterogeneity.

**Keywords:** Avis, spatio-temporal analysis, landscape ecology, landscape fragmentation, landscape metrics, land occupation and use.



## Índice

|        |   |    |
|--------|---|----|
| 1.     | Introdução .....                                    | 1  |
| 1.1.   | Enquadramento .....                                 | 1  |
| 1.2.   | Âmbito e Objetivos .....                            | 3  |
| 1.3.   | Organização e estrutura da dissertação .....        | 3  |
| 2.     | Revisão da Literatura .....                         | 5  |
| 2.1.   | Ocupação e uso do solo .....                        | 5  |
| 2.1.1. | Enquadramento .....                                 | 5  |
| 2.1.2. | Cartografia .....                                   | 7  |
| 2.2.   | Paisagem .....                                      | 8  |
| 2.2.1. | Estrutura .....                                     | 9  |
| 2.2.2. | Mudanças da paisagem .....                          | 17 |
| 2.3.   | Quantificação da estrutura da paisagem .....        | 21 |
| 2.3.1. | Métricas da paisagem .....                          | 22 |
| 2.3.2. | Limitações no uso e interpretação de métricas ..... | 33 |
| 2.4.   | Serviços ecossistémicos .....                       | 35 |
| 2.4.1. | Definição .....                                     | 35 |
| 2.4.2. | Classificação .....                                 | 38 |
| 2.5.   | Biodiversidade dos Montados .....                   | 40 |
| 3.     | Área de Estudo .....                                | 41 |
| 3.1.   | Enquadramento Territorial .....                     | 41 |
| 3.2.   | Caracterização Biofísica .....                      | 42 |
| 3.2.1. | Altimetria .....                                    | 42 |
| 3.2.2. | Declive .....                                       | 42 |
| 3.2.3. | Hidrografia .....                                   | 43 |
| 3.2.4. | Clima .....   | 44 |
| 3.2.5. | Ocupação do solo .....                              | 45 |
| 3.2.6. | Área florestal .....                                | 45 |
| 3.2.7. | Áreas protegidas .....                              | 46 |
| 3.2.8. | Zonas de proteção especial .....                    | 47 |
| 3.2.9. | Biodiversidade .....                                | 48 |
| 3.3.   | Caracterização Sociodemográfica .....               | 48 |
| 3.3.1. | População residente .....                           | 48 |
| 3.3.2. | Densidade populacional .....                        | 49 |
| 3.3.3. | População residente, por faixa etária .....         | 50 |
| 3.3.4. | Índice de envelhecimento .....                      | 50 |

|        |   |     |
|--------|---|-----|
| 3.3.5. | População empregada por setor de atividade.....                     | 51  |
| 4.     | Metodologia.....  | 53  |
| 4.1.   | Sistemas de informação geográfica .....                             | 53  |
| 4.1.1. | Enquadramento .....   | 53  |
| 4.1.2. | Importância do SIG na Ecologia da Paisagem.....                     | 53  |
| 4.1.3. | Softwares existentes .....  | 54  |
| 4.2.   | Apresentação e descrição da metodologia utilizada .....             | 56  |
| 4.3.   | Cálculo das métricas da paisagem .....                              | 58  |
| 4.4.   | Modelação das alterações do uso e ocupação do solo .....            | 60  |
| 5.     | Apresentação e discussão dos resultados .....                       | 63  |
| 5.1.   | Análise da dinâmica da paisagem.....                                | 63  |
| 5.2.   | Análise das transições do uso e ocupação do solo .....              | 66  |
| 5.3.   | Cálculo das métricas da paisagem .....                              | 77  |
| 5.3.1. | Métricas da paisagem relativas ao nível das classes .....           | 77  |
| 5.3.2. | Métricas da paisagem relativas ao nível da paisagem.....            | 89  |
| 6.     | Considerações finais .....  | 95  |
| 6.1.   | Principais conclusões .....   | 95  |
| 6.2.   | Limitações do estudo.....   | 97  |
| 6.3.   | Desenvolvimentos futuros .....                                      | 97  |
|        | Referências Bibliográficas .....                                    | 99  |
|        | Anexo I – Definição e descrição das métricas .....                  | 113 |
|        | Anexo II – Descrição das classes da nomenclatura da CLC .....       | 123 |
|        | Anexo III – Transições ocorridas no período 1990-2012 .....         | 131 |
|        | Anexo IV – Áreas das transições ocorridas no período 1990-2012..... | 139 |
|        | Anexo V – Resultados obtidos a partir do cálculo das métricas ..... | 149 |

## Índice de Figuras

|  |    |
|--|----|
| Figura 2.1 - Estrutura espacial da paisagem.....   | 10 |
| Figura 2.2 - Tipos de manchas e sua origem.....  | 11 |
| Figura 2.3 - Funções dos corredores, elementos integrantes da paisagem.....  | 12 |
| Figura 2.4 - Tipos de corredores existentes.....   | 13 |
| Figura 2.5 - Critérios que determinam a matriz de uma paisagem. Uso do solo – branco representa a matriz e cobre 60% em a), 45% em b) e 50% nas restantes alíneas. As setas indicam a direção dos fluxos ..... | 15 |
| Figura 2.6 - Componentes da Escala.....  | 15 |
| Figura 2.7 - Modelo de organização hierárquica de um ecossistema florestal.....  | 16 |
| Figura 2.8 - Fases da Fragmentação.....  | 19 |
| Figura 2.9 - Relação entre os três conceitos de conectividade .....  | 20 |
| Figura 2.10 - Dois métodos principais de representação espacial em SIG: representação baseada em vetores (polígonos) e representação baseada em células (raster).....  | 23 |
| Figura 2.11 - Representação da estrutura da paisagem. a) Modelo Patch-Corridor-Matrix e b) Modelo Gradiente.....   | 27 |
| Figura 2.12 - Estrutura teórica do gráfico, com representação dos elementos básicos (nós e ligações) .....   | 28 |
| Figura 2.13 - Modelo que relaciona os ecossistemas com o bem-estar humano.....   | 37 |
| Figura 3.1 - Enquadramento territorial do Distrito de Portalegre em Portugal Continental e do Município de Avis no Distrito de Portalegre.....   | 41 |
| Figura 3.2 - Altimetria do concelho de Avis.....   | 42 |
| Figura 3.3 - Declive do município de Avis.....   | 43 |
| Figura 3.4 - Rede hidrográfica e albufeira do Maranhão do município de Avis .....  | 43 |
| Figura 3.5 - Temperatura média anual de Avis .....   | 44 |
| Figura 3.6 - Precipitação anual para o concelho de Avis .....  | 44 |
| Figura 3.7 - Ocupação do solo no ano de 2015 para o concelho de Avis .....   | 45 |
| Figura 3.8 – Área florestal do município de Avis.....  | 46 |
| Figura 3.9 – Rede Natura 2000 .....  | 46 |
| Figura 3.10 - Zonas de proteção especial do Município de Avis .....  | 47 |
| Figura 3.11 - Evolução da população residente na sub-região do Alto Alentejo e no concelho de Avis, entre 2009 e 2017 .....  | 49 |
| Figura 3.12 - Densidade populacional da sub-região do Alto Alentejo e do município de Avis.....  | 49 |
| Figura 3.13 - População residente por faixa etária .....   | 50 |
| Figura 3.14 - Índice de envelhecimento do município de Avis.....   | 50 |
| Figura 3.15 - População empregada por setor de atividade no concelho de Avis no ano de 2011 .....  | 51 |
| Figura 4.1 – Esquema metodológico utilizado. ....  | 56 |
| Figura 5.1 - Uso e ocupação do solo para os anos 1990, 2000, 2006 e 2012. ....   | 64 |
| Figura 5.2 - Transições para o período 1990-2000 para o caso de áreas superiores a um hectare....  | 67 |
| Figura 5.3 - Evolução do uso e ocupação do solo entre 1990 e 2000.....   | 68 |
| Figura 5.4 - Transições para o período 2000-2006 para o caso de áreas superiores a um hectare....  | 69 |
| Figura 5.5 - Evolução do uso e ocupação do solo entre 2000 e 2006.....   | 70 |
| Figura 5.6 - Transições para o período 2006-2012 para o caso de áreas superiores a um hectare....  | 71 |

|   |    |
|---|----|
| Figura 5.7 - Evolução do uso e ocupação do solo entre 2006 e 2012.....  | 72 |
| Figura 5.8 - Transições para o período 1990-2012 para o caso de áreas superiores a um hectare. .  | 73 |
| Figura 5.9 - Evolução do uso e ocupação do solo entre 1990 e 2012.....  | 74 |
| Figura 5.10 - Processos de fragmentação para os momentos temporais 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 e 1990-2012 .....  | 75 |
| Figura 5.11 - Evolução da proporção (%) de cada classe existente no concelho de Avis .....  | 78 |
| Figura 5.12 - Evolução ao longo do tempo do número de manchas (adimensional) para as classes presentes na área de estudo.....                                   | 78 |
| Figura 5.13 - Evolução ao longo dos anos da área ocupada (ha) pelas classes existentes na área de estudo. ....  | 79 |
| Figura 5.14 - Evolução ao longo do tempo do tamanho das manchas (ha) de cada classe presente no concelho de Avis. ....  | 80 |
| Figura 5.15 - Evolução do desvio-padrão do tamanho das manchas (ha) para as classes existentes na área de estudo.....   | 80 |
| Figura 5.16 - Evolução ao longo do tempo do número de áreas centrais (adimensional) existentes na área de estudo.....   | 81 |
| Figura 5.17 - Evolução da área central total (ha) no período entre 1990 e 2012 para o concelho de Avis. ....  | 82 |
| Figura 5.18 - Evolução do índice de área central (%) associado a cada classe presente na área de estudo. ....   | 83 |
| Figura 5.19 - Evolução da margem total (m) das classes presentes na área de estudo.....   | 83 |
| Figura 5.20 - Evolução ao longo do tempo da margem média das manchas (m) das classes existentes em Avis.....  | 84 |
| Figura 5.21 - Evolução ao longo do tempo da média da razão perímetro/área (adimensional) para o município de Avis. ....   | 85 |
| Figura 5.22 - Evolução da média do índice de forma (adimensional) no período entre 1990 e 2012 para a área de estudo.....                                       | 86 |
| Figura 5.23 - Evolução ao longo dos anos da dimensão média dos fractais (adimensional) para o concelho de Avis. ....  | 86 |
| Figura 5.24 - Evolução do índice de divisão da paisagem (adimensional) para a área de estudo no período entre 1990 e 2012. ....                                 | 88 |
| Figura 5.25 - Evolução do índice de fragmentação (adimensional) ao longo dos anos para o município de Avis.....   | 88 |
| Figura 5.26 - Evolução ao longo do tempo do tamanho de malha efetiva (ha) no concelho de Avis...  | 89 |
| Figura 5.27 - Evolução do número de manchas totais e de manchas com área central disjunta ao longo do tempo no concelho de Avis. ....                           | 89 |
| Figura 5.28 - Evolução da área central total e do índice de área central para o período entre 1990 e 2012 do município de Avis. ....                            | 90 |
| Figura 5.29 - Evolução do índice de riqueza, de diversidade, de uniformidade e da dominância no período entre 1990 e 2012 para Avis. ....                       | 91 |
| Figura 5.30 - Evolução da razão perímetro/área, do índice de forma e da dimensão média dos fractais para o período entre 1990 e 2012 do município de Avis. .... | 92 |
| Figura 5.31 - Evolução da densidade das margens ao longo dos anos para a área de estudo.....  | 92 |



## Índice de Tabelas

|  |    |
|--|----|
| Tabela 2.1 - Vantagens e Desvantagens dos Modelos Patch-corridor-Matrix e Gradiente na quantificação dos padrões de paisagem e na percepção das interações processo-padrão ..... | 27 |
| Tabela 2.2 – Classificação dos SE de acordo com o MEA.....   | 35 |
| Tabela 4.1 - Nomenclatura CORINE Land Cover .....  | 57 |
| Tabela 4.2 - Cartografia utilizada e suas principais características .....   | 58 |
| Tabela 4.3 - Métricas ao nível da classe.....  | 59 |
| Tabela 4.4 - Métricas ao nível da paisagem .....   | 60 |
| Tabela 5.1 – Variação do uso e ocupação do solo relativamente às classes de nível 1 do CORINE Land Cover 1990, 2000, 2006 e 2012. ....   | 63 |
| Tabela 5.2 - Variação do uso e ocupação do solo relativamente às classes de nível 3 do CORINE Land Cover 1990, 2000, 2006 e 2012. ....   | 65 |



## Lista de Abreviaturas, Siglas e Símbolos

APCOR – Associação Portuguesa da Cortiça

BIP – *Biodiversity Indicator Partnership*

CAOP – Carta Administrativa Oficial de Portugal

CICES – *Common International Classification of Ecosystem Services*

CLC – *Corine Land Cover*

CM – Câmara Municipal

COS – Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental

DGRF – Direção-Geral dos Recursos Florestais

DGT – Direção-Geral do Território

EEA – *European Environment Agency*

ESP – *The Ecosystem Services Partnership*

ESRI – *Environmental Systems Research Institute*

FAO – *Food and Agriculture Organization of the United Nations*

FEGS-CS – *Final Ecosystem Goods and Services Classification System*

FISRWG – *The Federal Interagency Stream Restoration Working Group*

ICN – Instituto de Conservação da Natureza

ICNF – Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas

IGBP – *International Geosphere-Biosphere Programme*

IHDP – *International Human Dimensions Programme*

IPBES – *The Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*

ISA – Instituto Superior de Agronomia

LCM – *Land Change Modeler*

LUCC – *Land Use/Cover Change*

MEA – *Millennium Ecosystem Assessment*

NESCS – *National Ecosystem Services Classification System*

NRCS – *Natural Resources Conservation Service*

RAN – Reserva Agrícola Nacional

REN – Reserva Ecológica Nacional

SAF – Sistemas Agroflorestais

SE – Serviços Ecossistémicos

SEA – *European Union's Strategic Environmental Assessment*

SIC – Sítios de Importância Comunitária

SIG – Sistemas de Informação Geográfica

SNIAmb – Sistema Nacional de Informação de Ambiente

SNIRH – Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos

TEEB – *The Economics of Ecosystem and Biodiversity*

UMC – Unidade Mínima Cartográfica

UNRIC – *United Nations Regional Information Centre*

WTP – *Willingness To Pay*

# 1. Introdução

## 1.1. Enquadramento

Atualmente, 54% da população mundial vive em áreas urbanas, uma proporção que se prevê vir a aumentar para 66% em 2050 (UNRIC, 2018). O crescimento da população mundial e o rápido desenvolvimento urbano aumentam a pressão sobre os recursos naturais (Eriksson et al., 2018). As pressões antropogénicas no planeta Terra alcançaram uma escala na qual as mudanças ambientais globais não podem mais ser evitadas (Steffen et al., 2015). Uma dimensão da pressão crescente é a expansão agrícola e urbana, que leva à degradação florestal, à perda de cobertura florestal e à fragmentação das paisagens, que representam um risco elevado para a biodiversidade e habitats únicos e, portanto, são as principais ameaças globais aos ecossistemas (FAO, 2016). Da cobertura florestal global original no mundo, cerca de 15% permaneceram intactos, 37% estão fragmentados, 20% estão degradados e 28% estão desflorestados (Pearce, 2017).

As florestas também têm grande importância para o fornecimento de outros serviços ecossistémicos (SE), como por exemplo, o ciclo hidrológico, a regulação do clima e o controle da erosão do solo, que aumentam a resiliência social, económica e ecológica (Schroth e McNeely, 2011; Wingfield et al., 2015; Kuyah et al., 2016; Reed et al., 2017). Portanto, a gestão sustentável das paisagens é fundamental para salvaguardar os serviços ecossistémicos importantes e assegurar a disponibilidade a longo prazo, de forma a alcançar paisagens e sistemas socioeconómicos resilientes (Stanturf et al., 2014; Eriksson et al., 2018).

A degradação da natureza tem custos para o Homem, já que a Terra fornece diversos SE, definidos como “as contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas para o bem-estar humano” (Costanza et al., 1997; MEA, 2005b). O uso do solo pode ter efeitos benéficos ou prejudiciais nos SE, especialmente na expansão urbana e na agricultura (MEA, 2005a; Zhang et al., 2007; Li et al., 2014). Na última década, os serviços foram-se degradando, e consequentemente, existe uma deterioração da biodiversidade (Foley et al., 2005; Lautenbach et al., 2011). Para avaliar adequadamente as mudanças na biodiversidade causadas pelas alterações do uso dos solos, o conhecimento das características espaciais da paisagem e das condições dos habitats é necessária, bem como a relação com a paisagem circundante (Baral et al., 2014).

O conceito de serviços de paisagem foi desenvolvido como uma especificação dos SE. Este conceito coloca mais ênfase nas relações de processo-padrão espacial e salienta que a distribuição de serviços numa paisagem não é determinada apenas por componentes da paisagem física, mas também pelos seus padrões espaciais e relações com as comunidades humanas (Termorshuizen e Opdam, 2009; Fang et al., 2015). A introdução dos serviços de paisagem no contexto socioecológico criará diferentes relações entre a natureza e o homem, com base nas práticas de uso do solo e nas perceções e valores das pessoas relacionadas à paisagem (Fagerholm et al., 2013).

Globalmente, as paisagens são vistas como um sistema composto por unidades terrestres que interagem funcionalmente e uma rutura nos padrões da paisagem pode comprometer a sua integridade funcional ao interferir nos processos ecológicos críticos necessários para a persistência da população

e a manutenção da biodiversidade e da saúde do ecossistema (With, 1997). A influência humana modifica fortemente as paisagens, o que contribui para diminuir significativamente a biodiversidade (Moser et al., 2002).

Como referido anteriormente, a fragmentação de habitats e as mudanças do uso dos solos estão entre as ameaças mais críticas à biodiversidade e aos SE (MEA, 2005b; Wu, 2013). As atividades humanas, isto é, o desenvolvimento urbano juntamente com a crescente população, modificaram diretamente mais de 75% da superfície terrestre, pois existe a necessidade da espécie humana alterar o uso dos solos para moldar o ambiente para satisfazer as suas necessidades. Desta forma dá-se a fragmentação da paisagem, podendo algumas delas apresentar uma grande heterogeneidade (Lausch e Herzog, 2002; Ellis e Ramankutty, 2008; Hooke et al., 2012). Em muitas partes do mundo, a rápida conversão de solos naturais e agrícolas em áreas urbanas tem sido crítico e torna-se insustentável (Hooke et al., 2012).

A mudança dos usos do solo e o abandono de campos agrícolas causaram uma drástica homogeneização das paisagens e a fragmentação dos habitats naturais, muitas vezes com impactes negativos nas áreas com elevada riqueza de espécies, boa qualidade do solo e património cultural (Padilla et al., 2010; Brown e Schulte, 2011; Renwick et al., 2013; Biasi et al., 2015). Um exemplo é o declínio das florestas e das superfícies aráveis e a progressiva fragmentação dos olivais e vinhas que foram reconhecidas como transformações comuns do uso do solo, especialmente nos sistemas agroflorestais mediterrânicos tradicionais e que têm um impacto negativo nas paisagens rurais complexas (Mancinelli et al., 2015; Marull et al., 2015).

A alteração dos usos do solo e a fragmentação da paisagem podem ser vistas como a variação espacial da estrutura da floresta, e esta afeta a biodiversidade, a dinâmica das comunidades e o funcionamento dos ecossistemas através dos seus efeitos na disponibilidade de habitats, qualidade e conectividade das paisagens (Schmiegelow e Mönkkönen, 2002; Fahrig, 2003; Harper et al., 2005). Uma melhor compreensão das diferenças entre a vegetação e as paisagens pode ajudar a compreender melhor como os regimes de perturbação natural e humana formam padrões de paisagem e levar a uma melhor conservação da natureza, gestão e planeamento da paisagem (Zhang et al., 2017).

O aperfeiçoamento das técnicas de levantamento de campo e dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) aumentaram a capacidade de quantificar as mudanças ao longo do tempo no uso do solo usando abordagens diacrónicas e fontes de dados multitemporais (Ellis et al., 2004; van Doorn e Pinto Correia, 2007; Ceccarelli et al., 2014). As métricas de paisagem, a deteção remota e as estatísticas espaciais são ferramentas úteis para monitorar as diversas mudanças dos usos do solo. Os avanços na tecnologia e no poder computacional permitiram que os investigadores combinassem métricas e estatísticas espaciais com mais eficiência para quantificar e categorizar estruturas paisagísticas complexas (Lausch e Herzog, 2002; Southworth et al., 2002). Nas duas últimas décadas, métricas de paisagem têm sido cada vez mais usadas para detetar a estrutura, a heterogeneidade e a complexidade de paisagens rurais (Forman, 1995; Turner et al., 2001; Lausch e Herzog, 2002).

## 1.2. Âmbito e Objetivos

Dado que a fragmentação da paisagem está intimamente ligada aos diversos usos do solo, é necessário que haja uma análise espaço-temporal da evolução da ocupação do solo e estrutura da paisagem de forma a avaliar as alterações dos usos do solo que têm ocorrido ao longo do tempo. Este estudo torna-se relevante para o diagnóstico do território e futuro ordenamento, e para a sua realização recorreu-se ao cálculo das métricas da paisagem integradas nos SIG, para depois fazer uma melhor gestão e planeamento da paisagem e conservação da biodiversidade.

Esta dissertação tem como principal objetivo estudar a evolução espaço-temporal do concelho de Avis, localizado na região do Alentejo, no respeitante à ocupação do solo no período entre 1990 e 2012 e à estrutura da paisagem, com recurso a SIG. Esta informação é importante para compreender as alterações a nível ecológico, e consequentemente, os serviços prestados pelos diferentes ecossistemas presentes nas paisagens ao longo do tempo.

## 1.3. Organização e estrutura da dissertação

A presente dissertação envolveu fases de desenvolvimento distintas, que se encontram divididas em seis capítulos, nomeadamente:

Capítulo 1 – Introdução ao tema em estudo e descrição dos objetivos do trabalho e estrutura do mesmo;

Capítulo 2 – Enquadramento do tema, onde se abordam detalhadamente as temáticas dos serviços ecossistémicos, relativamente à sua definição e classificação da paisagem, onde são referidos os subtemas de definição, estrutura, alterações e quantificação da estrutura da paisagem, e ainda é introduzido o estado da arte do uso e ocupação do solo;

Capítulo 3 – Caracterização da área em estudo, o Município de Avis, com enquadramento territorial, caracterização biofísica e sociodemográfica do mesmo;

Capítulo 4 – Descrição da metodologia utilizada para a realização do estudo da evolução espaço-temporal, no que diz respeito ao uso e ocupação do solo e à estrutura da paisagem;

Capítulo 5 – Apresentação e discussão dos resultados obtidos através dos métodos aplicados na análise da evolução espaço-temporal em relação ao uso e ocupação do solo e à estrutura da paisagem da área de estudo;

Capítulo 6 – Síntese do trabalho, apresentação das conclusões decorrentes dos resultados obtidos, bem como das limitações do presente estudo e recomendações de desenvolvimento para trabalhos futuros.





## 2. Revisão da Literatura

### 2.1. Ocupação e uso do solo

#### 2.1.1. Enquadramento

As paisagens primitivas foram moldadas pelas atividades humanas ao longo de milénios, sofrendo mudanças consideráveis nas últimas décadas (Ellis, 2011; Sahalu, 2014). As alterações no uso e ocupação do solo constituem uma temática de grande relevância a nível global e influenciam um dos cinco maiores problemas ambientais do mundo, o das alterações climáticas (Riebsame et al., 1994; DGT, 2014).

A definição de uso e ocupação do solo tem sido utilizada de forma interligada na comunidade científica devido à existência de muitos sistemas de informação. No entanto, os dois termos explicam duas questões que têm significados diferentes. A ocupação do solo refere-se às características físicas observadas na superfície da Terra, incluindo vegetação, solo nu, superfícies duras, corpos de água e elementos antropogénicos. O uso do solo envolve a modificação da natureza pelas atividades humanas para fins de agricultura, silvicultura, pastagem e urbanização, alterando os SE existentes, independentemente do tipo de ocupação do solo (Di Gregorio e Jansen, 1998).

A recente aceleração e intensidade das transformações da ocupação e uso do solo resultaram em alterações da paisagem sem precedentes e com diversas consequências, sendo ainda reconhecida como um dos principais fatores da transformação e declínio dos ecossistemas e das condições ambientais e da perda de biodiversidade (Vitousek et al., 1997; Defries et al., 2004; Steffen et al., 2004; Foley et al., 2005; MEA, 2005; Kareiva et al., 2007). A importância dos SE, especialmente nos países tropicais em desenvolvimento e com elevada biodiversidade, alertou as entidades internacionais para este problema (Myers, 1980; Mertens e Lambin, 1997; Kaimowitz e Angelsen, 1998; Walker et al., 2004).

Durante as últimas duas décadas, vários projetos de pesquisa interdisciplinares internacionais foram criados para analisar a aceleração e a intensidade da mudança do uso e ocupação do solo. Estes incluem o Programa Internacional Geosfera-Biosfera, em inglês *International Geosphere-Biosphere Programme* (IGBP) e o Programa Internacional de Dimensões Humanas das Mudanças Ambientais Globais, em inglês *International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change* (IHDP). Ambos os programas apontam a necessidade de construção de uma base de dados atualizada e precisa sobre essas mudanças, o seu significado, o ritmo e os fatores explicativos que levaram ao aparecimento destas mudanças. Para isso, o IGBP e o IHDP lançaram um plano designado Land Use/Cover Change (LUCC), em 1995, que desde então é um tema avançado e atualizado na pesquisa global da mudança do ambiente (Meyer e Turner II, 1996; Mather, 1999). Esses esforços estimularam o interesse de investigadores em aplicar várias técnicas para detetar e modelar a dinâmica ambiental em diferentes níveis (Hassan et al., 2016).

O tema das alterações da ocupação e uso do solo é tão vasto e complexo que é fundamental compreender e contextualizar o significado do conceito de alteração e o que pode ser considerado alteração (Amorim, 2015). A mudança da paisagem ocorre quando, ao longo do tempo, o fluxo de

energia e a consequente movimentação de materiais na paisagem resulta numa nova estrutura e em novas características funcionais (Thorne, 1993 in Marcucci, 2000).

As atividades humanas contribuem para dois tipos principais de mudanças globais ou potencialmente globais, podendo contribuir para um dos dois tipos ou para ambos ao mesmo tempo. O primeiro tipo de alterações afeta a biosfera, especialmente a atmosfera e os oceanos e os seus ciclos biogeoquímicos globais, e são denominadas por alterações sistêmicas. O segundo tipo de alteração global resume um conjunto de alterações ambientais que ocorrem de modo difuso no espaço, mas que, agregadas, são capazes de provocar alterações globais. São designadas de alterações cumulativas das quais o principal exemplo são as alterações na ocupação e uso do solo (Turner II et al., 1990).

As alterações da ocupação e uso do solo devido a fatores de origem natural ou antropogénica potenciam alterações significativas no equilíbrio dos ecossistemas e influenciam a evolução das paisagens (Viana e Aranha, 2008). Nas últimas décadas, os ecossistemas terrestres têm sofrido muitas alterações em consequência da crescente atividade humana e que se refletem ao nível da paisagem, originando perda de biodiversidade e fragmentação dos ecossistemas. Dada a importância de uma gestão sustentável que promova uma política de conservação, é essencial identificar e perceber a relação entre os padrões de alteração e os processos que lhe estão associados (Chisingui, 2017).

A deteção das alterações da ocupação e uso do solo consiste no processo de identificar diferenças no estado de um objeto ou fenómeno por observação em momentos diferentes (Singh, 1989). Ao longo das últimas décadas, o processo de deteção das alterações da ocupação e uso do solo foi útil em muitas aplicações e pesquisas relacionadas com o uso e ocupação do solo, como fragmentação de paisagens e habitats, mudança de padrões de paisagem e mudanças no padrão de paisagem agrícola e a sua relação espacial com a floresta (Munroe et al., 2005; Abdullah e Nakagoshi, 2008; Balakeristanan e Said, 2012).

A análise da evolução do uso e ocupação do solo tem sido utilizada para avaliar as consequências ambientais das modificações da paisagem (Lambin, 1997; Viana e Aranha, 2008). As análises mais comuns baseiam-se na avaliação temporal dos padrões espaciais e na avaliação quantitativa da estrutura da paisagem (O'Neill et al., 1988). A análise das alterações do uso e ocupação do solo, no espaço e no tempo, constitui uma prática fundamental para o planeamento territorial e ambiental. Para tal, o mapeamento e análise da dinâmica do uso e ocupação do solo é uma prática importante para projetar cenários futuros, visando o planeamento de uma determinada área de estudo, produzindo informações que ajudam na compreensão do comportamento espacial dos processos ambientais associados (Veldkamp e Lambin, 2001; Mas et al., 2014).

A monitoração das alterações ocorridas e observadas na dinâmica do uso e ocupação do solo pode ser realizada por modelos e algoritmos computacionais de deteção de alterações, como por exemplo, o Land Change Modeler (LCM). Os modelos LUCC consideram processos sociais, ambientais, institucionais e económicos, compreendendo uma grande quantidade de variáveis em diferentes abordagens metodológicas, possibilitando o estabelecimento de medidas para o planeamento do uso e ocupação do solo (Soares-Filho et al., 2013; Mas et al., 2014).

### 2.1.2. Cartografia

A cartografia surge como um aliado imprescindível à análise e conhecimento do estado da paisagem, sendo cada vez mais utilizada em diversas áreas científicas na forma de informação digital e com recurso a SIG (Crampton, 2010 in Chisingui, 2017).

A cartografia de uso e ocupação do solo é bastante utilizada em estudos relativos à paisagem porque reflete naturalmente a estrutura visível da paisagem e é de fácil obtenção (Batista, 2014). É ainda uma ferramenta indispensável nos estudos territoriais e ambientais, na gestão de recursos naturais, no planeamento e ordenamento do território e no suporte à tomada de decisão. Com este tipo de cartografia pode medir-se a extensão e distribuição de classes de uso e ocupação do solo, analisar a interação com outras classes, identificar locais próprios para determinados usos e planear para o futuro, servindo, simultaneamente, de base para a produção de informação mais complexa sobre outros temas (Caetano et al., 2002 in Batista, 2014), nomeadamente a estrutura da paisagem.

#### ***Cartografia de uso e ocupação do solo na Europa e em Portugal***

Em 1985, foi criado o Programa CORINE (*CO-ordination of INformation on the Environment*) pela Comissão Europeia, com o objetivo de desenvolver um sistema de informação sobre o estado do ambiente a nível europeu. Uma das principais componentes deste programa foi o projeto CORINE Land Cover (CLC), que teve como principal objetivo a produção de uma cartografia de uso e ocupação do solo para os países da União Europeia relativa a um ano próximo de 1990 (entre 1985 e 1995, dependendo do país). Esta base de dados ficou conhecida como a CLC90 e, no caso português, foi produzida com base em imagens de satélite de 1985, 1986 e 1987, dependendo da região (Painho e Caetano, 2006).

Todos os produtos cartográficos CLC têm características técnicas idênticas: escala 1:100 000, nomenclatura CLC, com três níveis hierárquicos, que inclui 44 classes no nível mais detalhado, uma distância mínima entre linhas de 100 m, uma Unidade Mínima Cartográfica (UMC) de 25 hectares e inclui uma série temporal com quatro anos de referência (1990, 2000, 2006 e 2012) (Caetano e Marcelino, 2017; DGT, 2017). A continuação do projeto CLC deu-se com a atualização dos produtos cartográficos para 2000, 2006 e, posteriormente para 2012. Estas atualizações seguiram uma metodologia que consiste na deteção de alterações do uso/ocupação do solo através de imagens de satélite e fotografias aéreas (Caetano e Marcelino, 2017).

Apesar do incontestável valor dos dados CLC, a EEA identifica algumas limitações técnicas na sua utilização, principalmente na resolução espacial e temporal dos dados. A escala espacial é da ordem de 1:100 000, o que para a caracterização a nível europeu é adequada. No entanto, a nível local é uma escala muito grosseira. Assim, o CLC não se adequa, de uma forma geral, em estudos e aplicações de âmbito do planeamento urbano, da gestão florestal ou avaliação de riscos, o que exige dados em escalas na ordem de 1:50 000 ou 1:10 000. Outra limitação relaciona-se com a UMC de 25 hectares e a distância mínima entre linhas de 100 metros. Isto indica que só as alterações superiores a 25 hectares é que são detetadas, o que pode significar uma importante área de alterações não detetadas (EEA, 2006).

Em Portugal, além da iniciativa CORINE e considerando a necessidade de produtos de maior detalhe cartográfico, o Centro Nacional de Informação Geográfica (atual Direção Geral do Território (DGT)) produziu em 1990, em conjunto com a Associação das Empresas Produtoras de Pasta de Celulose (atual Associação da Indústria Papeleira - CELPA), a primeira Carta de Ocupação do Solo (COS) à escala 1:25 000 (COS90) (Batista, 2014).

A COS é um cartografia temática que pretende caracterizar com grande detalhe a ocupação/uso do solo no território de Portugal continental e foi produzida com base na interpretação visual de imagens aéreas ortorretificadas. Todos os produtos cartográficos COS têm características técnicas idênticas: escala 1:25 000, nomenclatura COS, com cinco níveis hierárquicos, uma distância mínima entre linhas de 20 metros, uma UMC de 1 hectare e inclui uma série temporal com quatro anos de referência (1995, 2007, 2010 e 2015). A COS1995 tem 89 classes, as COS2010 e COS2010 têm 225 classes e a COS2015 tem 48 classes. As nomenclaturas das diferentes COS têm a mesma base hierárquica e são comparáveis (DGT, 2018b, 2018c, 2018d).

A análise das modificações ao nível da ocupação e uso do solo e a cartografia são essenciais para compreender que alterações ocorreram na paisagem e, conseqüentemente, para avaliar quais são as consequências dessas mudanças. Este estudo é fundamental para se perceber de que forma é que se pode efetuar um melhor planeamento e ordenamento do território e uma gestão do solo mais sustentável.

## 2.2. Paisagem

A nível mundial, as paisagens têm sido consideradas como sistemas constituídos por unidades terrestres que interagem funcionalmente, caracterizadas por padrões espaciais. As características de um ecossistema (composição) e arranjo espacial (configuração) influenciam a capacidade da paisagem em capturar e reter recursos como a água da chuva, partículas do solo, matéria orgânica e fornecer habitats necessários à flora e fauna (Turner, 1990; Bastin et al., 2002).

O termo “paisagem” é um conceito-chave em diversas áreas, das ciências sociais às geográficas e ecológicas. Nas últimas décadas, com o surgimento da ecologia da paisagem, o conceito de paisagem alcançou uma maior relevância na literatura interdisciplinar e houve um reconhecimento crescente de que os processos ecológicos afetam e são afetados pela interação dinâmica entre os ecossistemas. Contudo, devido à pluralidade das suas origens e interpretações, a paisagem adquiriu vários significados (McGarigal e Marks, 1995; Tress e Tress, 2001) e, de um modo geral, as diferenças dependem da escala espacial e do conteúdo da paisagem (Forman e Godron, 1986).

Embora existam muitas interpretações diferentes, a paisagem é vista por muito ecologistas como um conceito multi-escala ou hierárquico, isto é, uma paisagem é uma área espacialmente heterogênea caracterizada por um mosaico de manchas que diferem em tamanho, forma, conteúdo e história (Risser et al., 1984; Urban et al., 1987; Pickett e Cadenasso, 1995; Turner et al., 2001). E a ecologia da paisagem é o campo interdisciplinar que envolve o estudo dos padrões da paisagem, das interações entre manchas num mosaico de paisagem e a forma pela qual estes padrões e interações mudam no

tempo. Ou seja, visa compreender e melhorar a relação entre o padrão espacial e os processos ecológicos numa série de escalas, e considera ainda o desenvolvimento e dinâmica da heterogeneidade espacial e os seus efeitos nos processos ecológicos (Risser et al., 1984; Wu e Hobbs, 2007).

Segundo Forman e Godron (1986), a Ecologia da Paisagem pode ser analisada considerando três características fundamentais da paisagem:

- **Estrutura** – as relações espaciais entre os diferentes ecossistemas e os elementos presentes, mais concretamente, a distribuição de energia, materiais e espécies em relação às dimensões, formas, número, tipo e configuração dos ecossistemas;
- **Função/Processo** – as interações entre os elementos espaciais, ou seja, os fluxos de energia, materiais e espécies entre as componentes do ecossistema;
- **Mudança** – a alteração na estrutura e função do mosaico ecológico ao longo do tempo.

A estrutura e a função da paisagem estão profundamente relacionadas porque, ao longo do tempo influenciam-se mutuamente (Forman e Godron, 1981, 1986; Turner et al., 1989). A capacidade para quantificar a estrutura da paisagem é um pré-requisito para o estudo da função e mudança da paisagem, dado que os padrões dos elementos constituintes da paisagem (manchas) influenciam as características ecológicas. Por este motivo, tem sido dada muita ênfase ao desenvolvimento de métodos para quantificar a estrutura da paisagem (O'Neill et al., 1988; Turner, 1990; Turner e Gardner, 1991).

#### 2.2.1.Estrutura

Segundo Forman e Godron (1986), FISRWG (1998) e Dramstad et al. (1996) in Casimiro (2009), a estrutura de uma paisagem é composta por quatro tipos de elementos, como se pode observar na Figura 2.1:

- **Manchas** (também denominadas áreas ou polígonos) – superfícies não lineares, que divergem da sua vizinhança em termos de aparência;
- **Corredores** – parte exterior de uma mancha, onde as condições apresentam diferenças significativas do interior da mancha;
- **Matriz** – elemento mais extenso, mais conectado e que controla a dinâmica da paisagem;
- **Mosaico** – padrão criado pela justaposição de manchas, corredores e matriz, formando assim a paisagem.

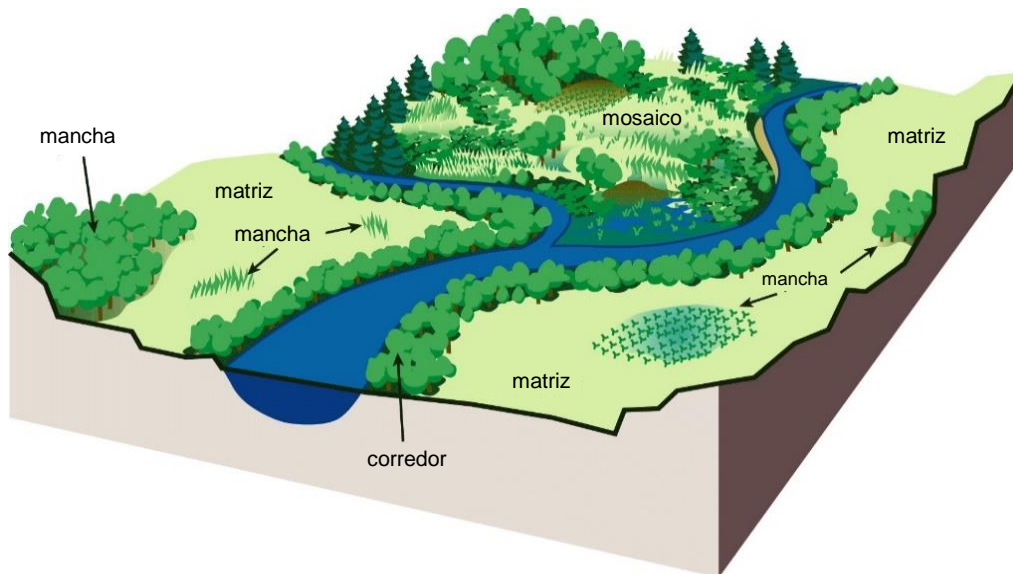


Figura 2.1 - Estrutura espacial da paisagem. Fonte: adaptado de FISRWG (1998).

### **Manchas**

O termo mais utilizado na linguagem anglo-saxónica é “patch”, que traduzido, se designa por “mancha” (McGarigal e Marks, 1995). De uma perspetiva ecológica, as manchas representam áreas (domínio espacial) ou períodos (domínio temporal) de condições ambientais relativamente homogêneas. Os limites das manchas diferenciam-se por descontinuidades nos ambientes ao seu redor, sendo percebidas ou relevantes para o organismo ou fenómeno ecológico sob consideração (Wiens, 1976).

As manchas são dinâmicas e ocorrem em muitas escalas espaciais e temporais (Wiens, 1976, 1989; Wiens e Milne, 1989). Uma mancha numa determinada escala tem uma estrutura interna que é um reflexo das irregularidades nas escalas mais finas, e o mosaico que contém essa mancha tem uma estrutura determinada por irregularidades nas escalas mais amplas (Kotliar e Wiens, 1990). Assim, uma paisagem não contém um único mosaico de manchas, mas contém uma hierarquia de mosaicos de manchas numa variedade de escalas (McGarigal e Marks, 1995).

Numa perspetiva centrada no organismo, a menor escala à qual um organismo percebe e responde à estrutura da mancha é o seu “grão” (Kotliar e Wiens, 1990). Este limite mais baixo de heterogeneidade é o nível de resolução em que o tamanho da mancha se torna tão pequeno que o indivíduo deixa de responder a ele, embora a estrutura da mancha possa realmente existir numa resolução mais pormenorizada (Kolasa e Rollo, 1991). Similarmente, “extensão” é a escala mais grosseira de heterogeneidade, ou limiar superior de heterogeneidade, ao qual um organismo responde (Kotliar e Wiens, 1990; Kolasa e Rollo, 1991). De uma perspetiva centralizada no organismo, as manchas podem ser definidas hierarquicamente em escalas que variam entre o grão e a extensão (McGarigal e Marks, 1995).

De acordo com Forman e Godron (1986) e Forman (1995), a origem das manchas pode ser variada (Figura 2.2):

- **Manchas de perturbação** – várias perturbações estão na sua origem, como por exemplo, deslizamentos de terras, temporais, sobrepastoreio, exploração florestal, fogos e queimadas. Depois da perturbação, a dinâmica da mancha sofre alterações que afetam as espécies presentes (migrações, extinção, diminuição das populações ou “dormência”).
- **Manchas remanescentes** – causadas por perturbação generalizada em torno duma pequena área, o inverso do mecanismo das manchas de perturbação. Remanescência da comunidade anterior (à perturbação) de plantas e animais, encaixada na matriz que foi perturbada;
- **Manchas de recurso ambiental** – ao invés da perturbação, algumas manchas estáveis e não relacionadas com perturbação, constituem áreas colonizadoras e de manutenção de espécies;
- **Manchas introduzidas** – introdução humana de organismos (plantas, animais, pessoas, usos). Subdividem-se em plantadas (nomeadamente atividades agrícolas, florestais ou jardins) e, casas e habitações (perturbação que envolve a eliminação parcial ou total do ecossistema natural nesse ponto);
- **Manchas efémeras** – Concentrações sazonais e/ou momentâneas de espécies vegetais/animais (migrações, floração, abate de árvores, entre outros);
- **Manchas de regeneração** – um sector integrado numa área de perturbação crónica liberta-se dessa perturbação, permitindo a recuperação.

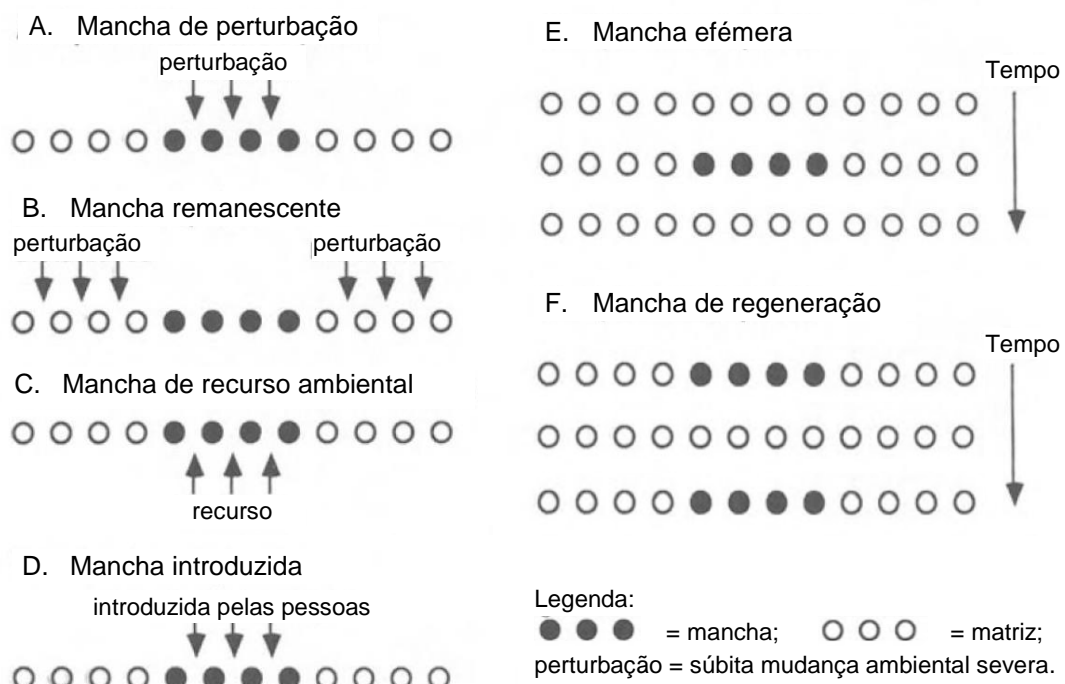


Figura 2.2 - Tipos de manchas e sua origem. Fonte: adaptado de Forman e Godron (1981).

As manchas são influenciadas e controladas pelos seguintes aspetos:

- **Tamanho** – a dimensão/área de cada mancha influencia no respeitante à energia e nutrientes disponíveis e o número, tipo e fluxo de espécies;

- **Forma** – a característica mais importante prende-se com o efeito de margem: quanto mais irregular a forma, maior será a proporção de áreas de margem (tem características próprias, de grande diversidade e dinâmica, mas diferentes das comunidades do interior das manchas);
- **Número e configuração** – aparentemente uma única mancha contém maior diversidade de espécies que várias manchas pequenas.

### Corredores

Os corredores são usados para efeitos de transporte, proteção, recursos e efeitos estéticos e constituem elementos de ligação da paisagem (Forman e Godron, 1986). A utilização mais óbvia é o transporte, através das ferrovias, estradas, canais, caminhos, linhas de transporte de energia, água, gás, entre outros. Os corredores promovem a mobilidade de bens e pessoas através da paisagem. Além do transporte, os corredores também promovem proteção e constituem em si um recurso, pois a vida selvagem (fauna e flora) é aí abundante, como é o caso das linhas de água (Casimiro, 2000, 2009).

Um corredor pode ser visto como a parte exterior de uma mancha, onde o ambiente difere significativamente do interior da mancha. A estrutura vertical e horizontal, largura, composição de espécies e abundância na margem de uma mancha diferem das condições interiores, e em conjunto definem o efeito de margem. Quer um limite seja curvilíneo ou reto, influencia o fluxo de nutrientes, água, energia ou espécies através dele (Dramstad et al., 1996 in Casimiro, 2009).

Os corredores desempenham cinco tipos de funções (Forman, 1995; FISRWG, 1998; NRCS, 1999), como se pode observar na Figura 2.3:

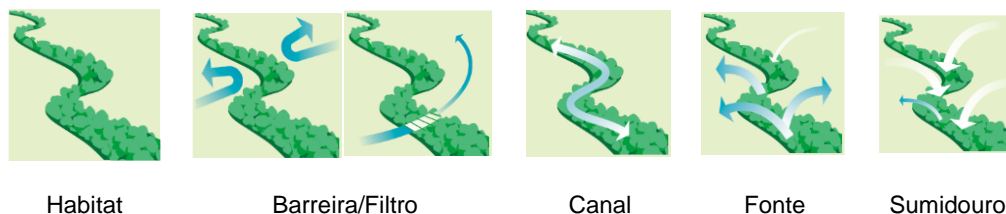


Figura 2.3 - Funções dos corredores, elementos integrantes da paisagem. Fonte: adaptado de FISRWG (1998).

- **Habitat** – Um corredor pode funcionar como habitat, permitindo que espécies aí vivam, se reproduzam, se alimentem e se movam;
- **Barreira/Filtro** – Um corredor pode funcionar como uma barreira que impede o movimento ou filtro que permite a penetração seletiva de energia, materiais, vento, partículas, água, nutrientes e organismos. Alguns corredores artificiais como estradas e canais são barreiras ao movimento da vida selvagem e podem isolar populações;
- **Canal** – Um corredor funciona como um canal/fluxo quando transmite energia, água, nutrientes, genes, sementes, organismos e outros elementos, o que permite a movimentação do biota pelo sistema;
- **Fonte** – Um corredor funciona como uma fonte quando fornece organismos, energia ou materiais para a paisagem circundante, ou seja, para a matriz adjacente. Se o corredor for a



única mancha na matriz, é dele que os organismos, a energia e os materiais se vão dispersar e colonizar o espaço envolvente;

- **Sumidouro** – Um corredor funciona como um sumidouro para armazenamento de águas superficiais, águas subterrâneas, nutrientes, energia, sedimentos, sementes e organismos que se originam na matriz, permitindo que os materiais e organismos se fixem temporariamente no corredor.

Segundo Marsh (1998), os corredores são classificáveis quanto à sua estrutura, independentemente da sua origem, uso humano e tipo de paisagem, como ilustrado na Figura 2.4 e explicado em seguida:

- **Corredores lineares** – caminhos, estradas, sebes, limites de propriedade, valas de drenagem e canais de irrigação dominados por espécies específicas (Figura 2.4a);
- **Corredores ripícolas** – linhas de água, variam em largura consoante a importância da linha de água, controlam o fluxo de água, nutrientes minerais, reduzindo assim a probabilidade de cheias, assoreamento e perda de fertilidade do solo (Figura 2.4b);
- **Corredores de interflúvio** – organizados sob a forma de dedos e individualizados por entre as linhas de água, ou seja, encontram-se entre corredores ripícolas individuais numa rede de drenagem e seguem as divisões de drenagem (Figura 2.4c);
- **Corredores de grelha** – associados a sebes, limites de estradas, valas de drenagem, possuem uma estrutura retilínea e por vezes ortogonal, com células de diversas dimensões (Figura 2.4d);
- **Corredores segmentados** – quando um dos tipos anteriores é segmentado, basicamente por atividades humanas.

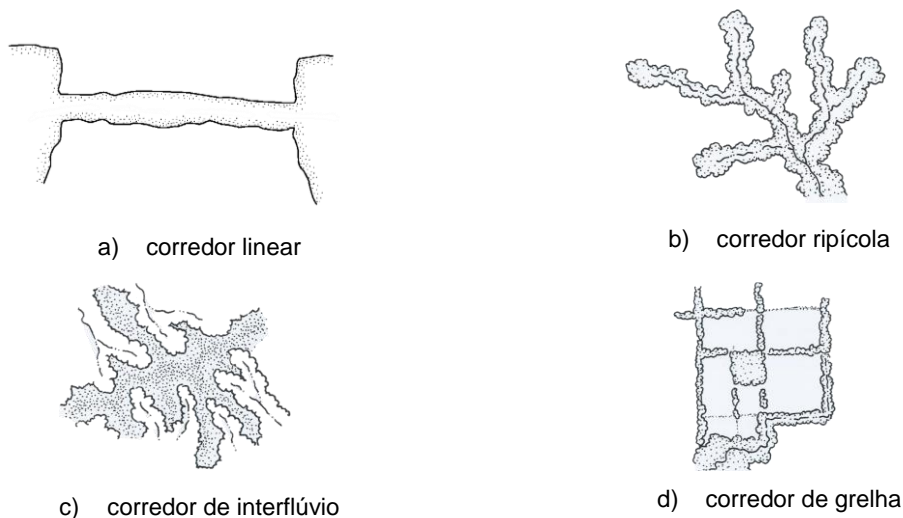


Figura 2.4 - Tipos de corredores existentes. Fonte: adaptado de Bennett (2003) para a alínea a); Marsh (1998) para as alíneas b), c) e d).

Existem diversos atributos estruturais que afetam os corredores e que são utilmente agrupados em três categorias:

- As características de largura incluem um gradiente ambiental acentuado de lado a lado, duas arestas que normalmente são diferentes e a possível divergência dos efeitos de ecossistemas adjacentes;

- A parte central de um corredor pode incluir uma entidade interna distinta, como por exemplo, um riacho, rio, estrada, caminho ou vala, ou um corredor largo, onde um ambiente interior pode estar presente;
- As características das comunidades de plantas e animais incluem estrutura vertical, além de riqueza, composição e abundância de espécies. As principais variáveis espaciais que controlam a função do corredor são a largura e a presença de uma entidade interna ou ambiente interior (Forman, 1995).

Dos atributos estruturais que afetam as cinco funções dos corredores, os que se destacam são a largura e a conectividade. Geralmente, a largura varia ao longo da extensão do corredor, podendo eventualmente haver lacunas. A presença de lacunas determina a conectividade de um corredor (Forman, 1995).

Todas as cinco funções do corredor apresentadas na Figura 2.4 têm melhor desempenho com o aumento da largura e conectividade. Os corredores que apresentam um menor número de lacunas têm os níveis mais elevados de conectividade, mas à medida que a lacuna aumenta, o número de espécies para as quais o corredor funciona como canal diminui. Alguns ecologistas alertam que os corredores também podem ser condutores de doenças, predadores, espécies exóticas e incêndios que podem ameaçar as espécies. No entanto, os corredores permanecem entre as melhores opções para manter a biodiversidade em paisagens agrícolas (NRCS, 1999).

Os corredores são, muitas vezes, o elemento de conexão entre as diversas manchas da paisagem. E deste modo, o termo conectividade está associado à noção de corredores e, isso pressupõe outros conceitos em termos de processos de transformação da paisagem (Casimiro, 2000), explicados com maior detalhe posteriormente.

### **Matriz**

A matriz constitui o elemento mais importante no que diz respeito à análise e compreensão da estrutura da paisagem. De facto, a matriz é o elemento mais extenso, mais conectado e controla a paisagem, nomeadamente no que respeita aos fluxos de energia e de nutrientes. Portanto, desempenha o papel dominante no funcionamento da paisagem (Forman e Godron, 1986; Forman, 1995).

Segundo os autores anteriores, a matriz deve ser definida pelos seguintes critérios: área, conectividade e controle sobre a dinâmica (Figura 2.5):

- Área – quando um tipo de elemento da paisagem é consideravelmente mais extenso do que o segundo maior tipo de elemento, deve ser considerado a matriz;
- Conectividade – a matriz é o elemento mais conectado com os restantes elementos da paisagem;
- Controle sobre a dinâmica – a matriz exerce um maior controle sobre a paisagem e a dinâmica regional, sendo responsável pela paisagem futura.

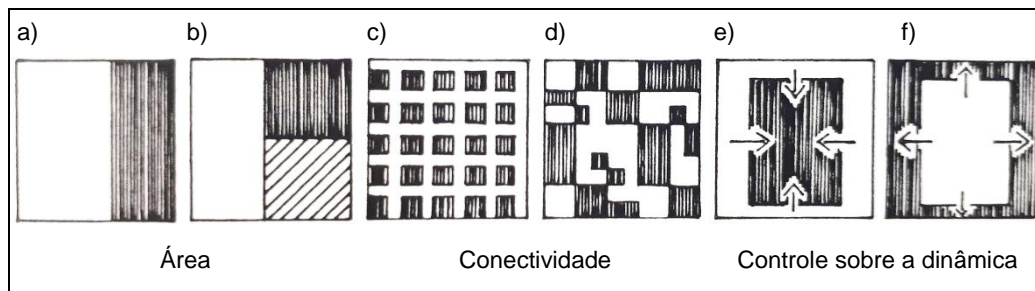


Figura 2.5 - Critérios que determinam a matriz de uma paisagem. Uso do solo – branco representa a matriz e cobre 60% em a), 45% em b) e 50% nas restantes alíneas. As setas indicam a direção dos fluxos. Fonte: adaptado de Forman (1995).

Existem ainda dois conceitos associados à matriz e que não devem ser menosprezados: a porosidade e a forma das margens das manchas, ou seja:

- Porosidade – medida da densidade das manchas na paisagem. Para avaliar o nível de porosidade da matriz, contabiliza-se o número de manchas presentes, ou seja, o número de limites fechados que estão dentro da área matricial. Quanto maior o número de manchas com limites fechados, mais porosa é a matriz, sendo que a porosidade é independente da conectividade;
- Forma das margens – maior ou menor convolução, irregularidade e extensão dos limites das manchas, independentemente da forma da mancha em si.

Assim, o conjunto de todos estes elementos, funções e dinâmica constituem mosaicos, constituindo a paisagem em si. E há propriedades que influenciam a quantificação da estrutura da paisagem: a Escala e a Mudança da Paisagem (Casimiro, 2000).

## Escala

De acordo com Turner et al. (2001) e Cushman e Huettmann (2010) a escala refere-se à dimensão espacial ou temporal de um objeto, entidade ou processo e pode ser definida em termos de grão e extensão, como se pode observar na Figura 2.6.

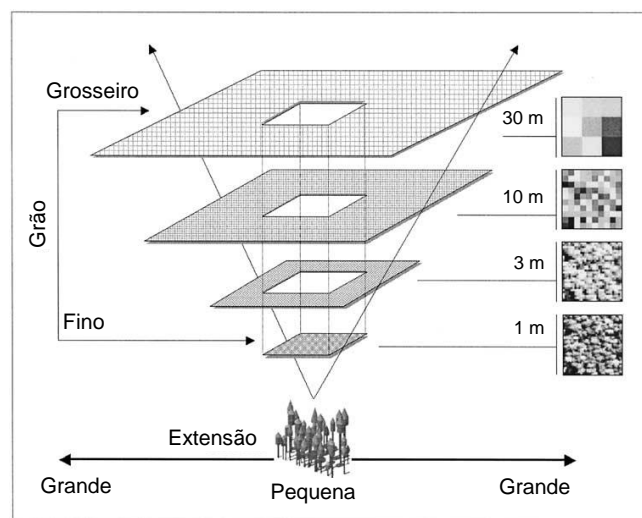


Figura 2.6 - Componentes da Escala. Fonte: adaptado de Hay et al. (2001).

- **Grão** – refere-se à resolução dos dados. O grão define a melhor resolução de medição e, portanto, a melhor resolução dos padrões de paisagem que podem ser descritos através dos dados.
- **Extensão** – refere-se ao domínio no espaço ou no tempo para o qual os dados estão disponíveis.

As manchas, os corredores, as matrizes ou as paisagens podem ser representadas em diferentes escalas. As escalas são propriedades de medição, ou seja, medem os elementos da paisagem anteriormente descritos. Muitas vezes os investigadores estão interessados nas relações entre os diversos elementos de um ecossistema, como organismos, povoamentos, populações, comunidades e paisagens. Estes elementos são organizados hierarquicamente para organizar o pensamento e facilitar as análises. Por exemplo, uma sequência de diferentes níveis de organização com base na organização de um ecossistema florestal pode ser organismo, povoamento, população, comunidade, paisagem, ecorregião e bioma, como se verifica na Figura 2.7. Cada nível organizacional é caracterizado por uma variedade de processos que possuem as suas próprias escalas espaciais e temporais, e a hierarquia fornece uma estrutura de referência para discutir entidades e relacionamentos entre os diferentes níveis.

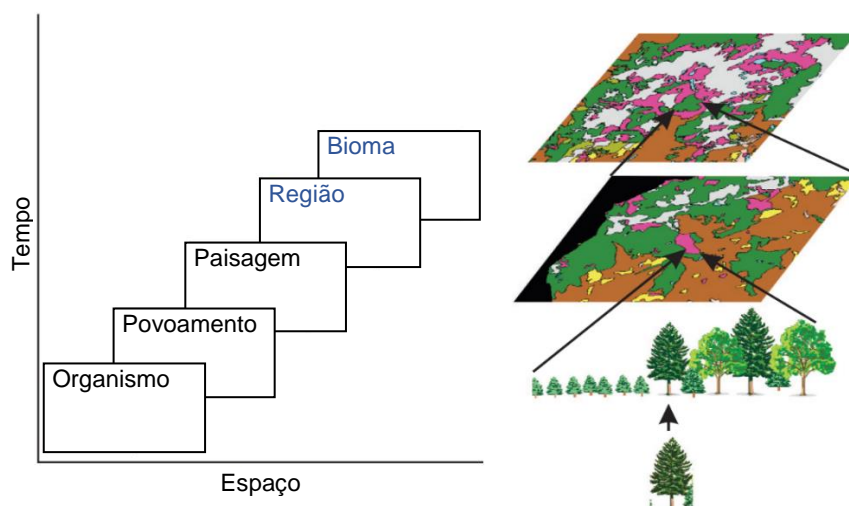


Figura 2.7 - Modelo de organização hierárquica de um ecossistema florestal. Fonte: adaptado de Cushman e Huettmann (2010).

Um atributo fundamental dos níveis organizacionais, em oposição à escala, é que, à medida que se muda de nível, o próprio objeto também se altera. Por isso, quando se muda de nível organizacional, simultaneamente modifica-se a escala tanto no respeitante ao grão quanto à extensão, mas também se alteram as entidades, processos e estruturas de interesse. Deste modo, a vinculação dos relacionamentos entre níveis de organização, enfrenta três desafios simultâneos: 1) mudança de escala, 2) mudança de entidade e 3) mudança de processos (Cushman e Huettmann, 2010).

A extensão e o grão definem os limites superior e inferior de resolução de um estudo, respetivamente. Por isso, do ponto de vista estatístico, não se pode extrapolar para além da amostra populacional nem

inferir diferenças entre objetos menores que as unidades experimentais. Da mesma forma, na avaliação da estrutura da paisagem, não se pode detetar padrões para além da extensão da paisagem ou abaixo da resolução do grão (Wiens, 1989). As informações podem estar disponíveis em várias escalas e pode ser necessário extrapolar informações de uma escala para outra e integrar dados representados em diferentes escalas espaciais. A quantificação do padrão espacial é importante para interligar os efeitos da heterogeneidade da paisagem com a função ecológica e para utilizar dados de deteção remota para medir a mudança em grandes unidades espaciais (Turner et al., 1989).

Allen et al. (1984), sugerem que a informação pode ser transferida através de escalas, se tanto o grão quanto a extensão forem especificados, mas ainda não está claro como é que os padrões de paisagem observados diferem em resposta às mudanças no grão e na extensão e se as métricas da paisagem obtidas em diferentes escalas podem ser comparadas. Além disso, as mudanças qualitativas e quantitativas nas medições em escalas espaciais diferem de acordo com a definição da escala. No entanto, embora seja possível identificar relações simples entre os parâmetros da paisagem medidos em diferentes escalas, a relação exata varia entre as paisagens e não permite a extrapolação de uma região para outra (Turner et al., 1989).

As métricas de paisagem quantificam a estrutura da paisagem apenas dentro do limite de paisagem designado e, conseqüentemente, a interpretação dessas métricas e do seu significado ecológico requer um conhecimento do que é o contexto da paisagem e a abertura da paisagem. Em geral, quanto maior a proporção de extensão para grão, isto é, quanto maior a paisagem em relação ao tamanho médio da mancha, menor a probabilidade de que as métricas sejam dominadas pelos efeitos de margem (McGarigal e Marks, 1995).

Apesar de ocorrerem várias desvantagens em relação à utilização de métricas da paisagem, diversos autores como Turner et al. (1989) e O'Neill et al. (1994) reconheceram e afirmaram que a avaliação da estrutura da paisagem, por aplicação de indicadores da paisagem, isto é, métricas da paisagem, é talvez, o método de maior eficácia para a avaliação das condições ecológicas locais e regionais.

### 2.2.2. Mudanças da paisagem

Na última década, houve um crescimento do número de estudos sobre o tópico da mudança de paisagem no contexto temporal e espacial. A principal razão é a observação de que as mudanças nas paisagens, que têm vindo a surgir devido à agricultura, indústria e transporte, causam transformações paisagísticas significativas (Antrop, 2004), que podem ser extremamente devastadoras e muitos valores e recursos patrimoniais tornam-se irreversivelmente perdidos (Antrop, 2000). Com as alterações da paisagem, novos elementos e estruturas são sobrepostos às paisagens tradicionais que se tornam altamente fragmentadas e perdem a sua identidade. Simultaneamente, novas paisagens são criadas, caracterizadas por uma homogeneidade funcional (Fazal et al., 2012).

A mudança do padrão de paisagem é um processo complicado e que mostra a transição entre os diferentes tipos de uso do solo ao longo do tempo. As ferramentas tecnológicas espaciais, como os SIG e a Deteção Remota, deram aos ecologistas uma capacidade sem precedentes para quantificar a estrutura da paisagem, a heterogeneidade espacial e as mudanças espaço-temporais da paisagem

(Farina, 2006). Em particular, a gestão da paisagem exige cada vez mais informações espaciais e temporais para tomar decisões sobre o tamanho das manchas na paisagem, a dispersão ou agregação de atividades, densidade das margens e conectividade em toda a paisagem (Franklin, 1994).

À medida que a população global aumenta, há uma diminuição da superfície da Terra que permanece livre de interferência antrópica. As atividades humanas modificaram o ambiente de tal forma que os padrões de paisagem mais comuns são os mosaicos com características antropogénicas, as terras agrícolas e fragmentos dispersos de ecossistemas naturais e, por isso, há uma necessidade de manter ou restaurar a conectividade das diversas paisagens. Antes de referir a importância da conectividade da paisagem na conservação da vida selvagem e na gestão da paisagem, é necessário abordar a questão da perda e fragmentação da paisagem (Bennett, 2003).

### **Fragmentação**

A fragmentação da paisagem é o resultado da transformação de grandes manchas em fragmentos menores e mais isolados. Este processo é mais evidente em regiões intensivamente utilizadas pelas atividades antrópicas. A fragmentação resulta da ligação das várias áreas resultantes das atividades humanas através de infraestruturas lineares (Forman, 1995). Como consequência, a fragmentação das paisagens tem vindo a aumentar e o mosaico remanescente possui cada vez menos conectividade (EEA, 2011).

A fragmentação da paisagem envolve cinco processos espaciais de transformação distintos: a perfuração, a dissecação, a subdivisão, o encolhimento e o atrito na Figura 2.8 (Forman, 1995). Na realidade, estes estágios não são estritamente separados uns dos outros, uma vez que podem ocorrer simultaneamente. No entanto, uma fase dominante pode, frequentemente, ser identificada (Cushman e Huettmann, 2010).

- a) **Perfuração** – Normalmente, o primeiro estágio da perda e fragmentação do habitat envolve a perfuração do habitat natural por perda direta, resultante da conversão para outros usos do solo. A perfuração cria “buracos” em habitats contíguos, existindo uma perda direta de habitat e uma mudança na distribuição espacial do habitat remanescente. No entanto, neste estágio, o habitat ainda permanece fisicamente bem conectado.
- b) **Dissecação** – O segundo estágio envolve a dissecação do habitat natural. Na maioria dos casos, um padrão perfurado tornar-se-á um padrão dissecado em certos níveis limiares de perda de habitat. A dissecação pode preceder ou ocorrer em conjunto com a perfuração. Uma forma comum para a dissecação dos habitats é através da construção de corredores de transporte e que, no geral, são de reduzida largura, causando assim pouca redução na área de habitat. No entanto, os novos elementos lineares podem ser uma fonte significativa de rutura para as comunidades naturais porque podem fornecer caminhos para a intrusão de predadores, espécies exóticas que podem vir a ser invasoras, doenças e patógenos que afetam adversamente os organismos de interesse. Além disso, esses elementos influenciam a conectividade da paisagem, alterando os fluxos. Talvez o aspeto mais importante, é o facto de

alguns agentes de dissecação facilitarem o acesso humano aos habitats naturais. É assim criada uma rede através da qual ocorrerá uma futura perda e alteração de habitat.

- c) **Subdivisão** – Este estágio envolve a subdivisão do habitat em manchas disjuntas. Durante esta fase, a paisagem passa por uma importante transição de fase de uma paisagem caracterizada por um habitat fisicamente conectado para uma paisagem na qual o habitat é fragmentado em manchas separadas. Neste estágio, a extensão do habitat ainda pode ser elevada e pode ainda não limitar significativamente a função da paisagem para o(s) organismo(s) de interesse. No entanto, neste momento, o habitat está fisicamente desconectado e pode haver interrupção dos padrões de movimento dos organismos e dos fluxos de energia e nutrientes, causando a subdivisão das populações em unidades separadas. Note-se que esta fase pode ser confundida com a fase de “dissecação”.
- d) **Encolhimento e Atrito** – O estágio final envolve o encolhimento e, em alguns casos, o completo desaparecimento do habitat-alvo. A paisagem encontra-se num estado crítico em relação à viabilidade do habitat-alvo. À medida que os fragmentos de habitat são reduzidos em tamanho e se tornam mais isolados uns dos outros, a função da paisagem é seriamente comprometida.

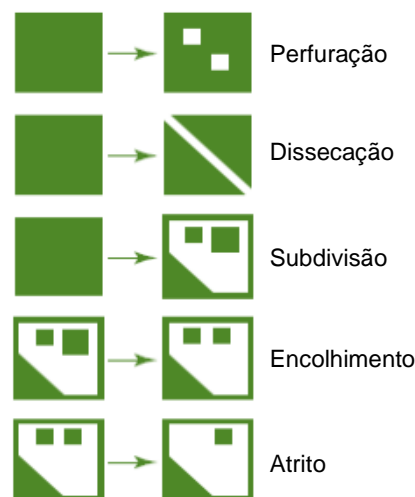


Figura 2.8 - Fases da Fragmentação. Fonte: adaptado de Forman (1995).

Embora o modelo conceptual supramencionado forneça uma estrutura útil, para o estudo da paisagem é importante realçar que existem muitos cenários alternativos ou padrões de perda e fragmentação de habitat associados à transformação da paisagem. Em suma, cada processo espacial tem um efeito distintivo sobre os atributos espaciais de uma paisagem e, portanto, afeta as características ecológicas de forma diferente (Cushman e Huettmann, 2010).

A análise da fragmentação da paisagem é importante porque a fragmentação perturba a integridade dos sistemas de rede fluvial, a qualidade da água dos aquíferos, o regime de perturbação natural no qual as espécies evoluem e persistem, entre outros processos ecossistémicos. Para além disso, muitas espécies não podem manter populações viáveis em pequenos fragmentos de habitat, o que leva à sua extinção e consequente perda de biodiversidade. No entanto, a fragmentação é apenas uma fase na sequência mais ampla da transformação do solo por causas naturais ou humanas (Forman, 1995).

## **Conectividade**

A conectividade da paisagem foi primeiramente definida por Taylor et al. (1993) como o grau em que a paisagem facilita ou dificulta o movimento de um organismo entre manchas. A conectividade de paisagem é uma das principais preocupações para a manutenção de populações de animais selvagens e é considerada importante para os processos ecológicos, como o movimento de indivíduos, espécies e populações em múltiplas escalas, nomeadamente em paisagens fragmentadas (Saura et al., 2011).

A perda e a fragmentação do habitat são atualmente reconhecidas como as principais ameaças à biodiversidade global (Sala et al., 2000; Becker et al., 2007). Os habitats foram progressivamente convertidos em pequenos e isolados fragmentos de habitat, abrindo espaço para paisagens dominadas por humanos, onde os fenómenos bióticos e abióticos são interrompidos (Fahrig, 2003; Fischer e Lindenmayer, 2007). Consequentemente, a preservação da conectividade da paisagem é crucial para assegurar a persistência a longo prazo de populações isoladas (Rodrigues, 2017).

Há um consenso geral que a conectividade é importante para a conservação biológica (Taylor et al., 1993). No entanto, os diferentes aspetos da conectividade são frequentemente confundidos. Por exemplo, vários autores distinguiram entre conectividade estrutural e conectividade funcional. Usando essa distinção, a conectividade estrutural está relacionada com o padrão de paisagem e resulta da densidade e complexidade dos corredores, da distância entre os fragmentos e da permeabilidade da matriz (Forman, 1995). A conectividade funcional é frequentemente definida pela extensão em que uma espécie individual de interesse pode se mover através de uma paisagem (Uezu et al., 2005). Por isso, para esclarecer os diversos temas associados à conectividade, Fischer e Lindenmayer (2007) consideraram uma distinção entre três tipos de conectividade, como se pode observar na Figura 2.9.



Figura 2.9 - Relação entre os três conceitos de conectividade. Fonte: adaptado de Fischer e Lindenmayer (2007).

Analisando esta figura verifica-se que os três conceitos de conectividade estão relacionados, mas não são sinónimos. A conectividade da paisagem pode aumentar a conectividade do habitat para algumas espécies, mas não para outras. Da mesma forma, a relação entre a conectividade da paisagem e a



conectividade ecológica tende a ser positiva, mas nem todos os processos ecológicos são efetivamente facilitados por todos os tipos de conectividade da paisagem (Fischer e Lindenmayer, 2007).

Medir a conectividade é um desafio, visto que as respostas ecológicas e genéticas de um organismo à fragmentação podem variar em função das características das espécies (Wolf e Weissing, 2012; Vasudev et al., 2015) e na quantidade de gerações exigidas para que as populações respondam geneticamente às mudanças da paisagem (Epps e Keyghobadi, 2015). Por isso, o desenvolvimento e a utilização de métricas práticas que calculem objetivamente a conectividade é fundamental para avaliar o grau de fragmentação da paisagem (Rodrigues, 2017).

Dado que os indivíduos existentes nas paisagens podem reagir de forma diferente a diferentes tipos de configuração da paisagem ou a diferentes graus de heterogeneidade da matriz da paisagem (Cushman et al., 2012; Driscoll et al., 2013), é necessário existir um planejamento experimental cuidadosamente elaborado da medição da conectividade da paisagem que capture com precisão o contexto biológico e ecológico das espécies e a heterogeneidade do habitat em escalas espaço-temporais (Rodrigues, 2017).

Em conclusão, a quantificação da fragmentação do habitat, heterogeneidade e conectividade no nível da paisagem é relevante porque fornece informações adicionais dentro do contexto da gestão ambiental para a conservação da biodiversidade (Liu et al., 2014).

### 2.3. Quantificação da estrutura da paisagem

Como referido anteriormente, a estrutura da paisagem advém das características dos elementos individuais de um ecossistema e da sua configuração espacial. De acordo com Forman e Godron (1981, 1986) e Turner (1989), estes elementos determinam a distribuição de energia, material e espécies na paisagem. As características dos padrões paisagísticos, como a configuração e a composição dos elementos, muitas vezes também caracterizados como heterogeneidade espacial ou paisagística, influenciam os processos ecológicos e a biodiversidade resultante, afetando negativamente o funcionamento dos sistemas ecológicos e socioeconómicos (Forman e Godron, 1986; Cushman e Huetmann, 2010). Consequentemente, todos os processos espaço-temporais afetados causam impactos e estabelecem os padrões de paisagem. Para compreender as interações padrão-processo e formalizá-las em modelos, a estrutura da paisagem precisa ser quantificada (Lausch et al., 2015).

Desde a fundação da ecologia da paisagem, a correlação entre os padrões espaciais e os processos ecológicos sempre foi um dos tópicos-chave (Wu e Hobbs, 2002). Para estabelecer esta correlação, o primeiro passo é quantificar e modelar os padrões da paisagem (Hulshoff, 1995). De um modo geral, existem duas abordagens para quantificar os padrões da paisagem: uma é a abordagem de métricas da paisagem, aplicada principalmente a dados categóricos com interrupção espacial, e a outra é a abordagem da estatística espacial, na qual os dados quantitativos são adaptados à continuidade espacial (Wu, 2000 in Peng et al., 2010). Nos estudos sobre os padrões de paisagem, os dados primários vêm principalmente de mapas de categorização como mapas de vegetação, uso e ocupação do solo e, portanto, a primeira abordagem é de mais fácil aplicação do que a última (Fu, 1995 in Peng

et al., 2010). Devido ao rápido desenvolvimento de tecnologias SIG, e a disponibilidade de pacotes de software gratuitos e atualizados, como FRAGSTATS, os ecologistas podem obter facilmente métricas para um determinado cenário. Com a evolução da Ecologia da Paisagem, as métricas da paisagem tornaram-se ferramentas comuns na monitorização, avaliação e planeamento dos padrões da paisagem (Cushman et al., 2008; Schindler et al., 2008).

### 2.3.1. Métricas da paisagem

As métricas da paisagem foram desenvolvidas para quantificar as mudanças na estrutura da paisagem e para descrever as mudanças no seu carácter (O'Neill et al., 1988; Turner et al., 2001). Os indicadores de paisagem são úteis para abordar questões sobre a disponibilidade do solo e a capacidade de fornecer serviços ecossistémicos como alimentos, fibras, combustível, biodiversidade e água, bem como para o desenvolvimento urbano e industrial (MEA, 2005b). Ao avaliar como os indicadores de paisagem mudam ao longo do tempo e do espaço, pode ser possível documentar alterações em determinados serviços paisagísticos. Em certas situações, os indicadores de paisagem são aplicados para se perceber as causas e os efeitos dessas alterações e para aprofundar a compreensão sobre fenómenos tão diversos como as alterações climáticas, a disseminação de doenças, a urbanização, a expansão agrícola e outros distúrbios naturais e antropogénicos (Dale e Kline, 2013).

De acordo com McGarigal (2002, 2012), as paisagens contêm padrões espaciais complexos na distribuição de recursos que variam ao longo do tempo e, quantificar esses padrões e as suas dinâmicas é competência da análise de padrões de paisagem. Em termos gerais, a análise de padrões de paisagem envolve quatro tipos básicos de dados espaciais que correspondem a diferentes representações da heterogeneidade espacial:

1. **Padrões de pontos espaciais** – representam coleções de entidades nos quais as localizações geográficas das entidades são de interesse primário, mais do que qualquer atributo quantitativo ou qualitativo da própria entidade. Um exemplo familiar é um mapa de todas as árvores de um povoamento, em que os dados consistem numa lista de árvores referenciadas pelas suas localizações geográficas (Dale, 1999; Greig-Smith, 1983 in McGarigal, 2002, 2012).
2. **Padrões de rede linear** – representam coleções de elementos lineares de paisagem que se cruzam para formar uma rede. Um exemplo familiar é um mapa de linhas de água numa bacia hidrográfica, em que os dados consistem em nós (interseções dos recursos lineares) e segmentos (recursos lineares que conectam nós); a matriz é tipicamente ignorada, isto é, tratada como ecologicamente neutra. Frequentemente, os nós e os segmentos são ainda caracterizados pela composição (por exemplo, tipo de vegetação) e carácter espacial (por exemplo, largura). O objetivo da análise com esses dados é caracterizar a estrutura física da rede (Forman, 1995).
3. **Padrões de superfície** – representam medidas quantitativas que variam continuamente na paisagem. Portanto, este tipo de padrão espacial também é chamado de gradiente de paisagem. Os dados podem ser representados como uma superfície tridimensional, onde o valor medido em cada localização geográfica é representado pela altura da superfície. Um

exemplo particular é um modelo de elevação digital, mas qualquer medição quantitativa pode ser tratada desta forma (por exemplo, biomassa vegetal, azoto do solo e densidade de indivíduos). A análise de padrões de superfície em estudos ecológicos tem sido amplamente focada em estimar e modelar as dependências espaciais na característica a calcular (Renshaw e Ford, 1984; Legendre e Fortin, 1989; Turner e Gardner, 1991; Legendre e Legendre, 1998).

4. **Padrões de mapa categórico** – representam dados nos quais a propriedade do sistema de interesse é representada por um mosaico de manchas discretas. Do ponto de vista ecológico, as manchas representam áreas discretas com condições ambientais relativamente homogêneas numa escala específica. Os limites da mancha distinguem-se por descontinuidades abruptas nos estados de carácter ambiental envolventes que são relevantes para o fenómeno ecológico em questão. Um exemplo conhecido é um mapa de uma paisagem, em que os dados consistem em polígonos (formato de vetor) ou em células de grelha (formato raster) classificados pelas diferentes classes de uso de solo (Figura 2.10). O objetivo da análise é caracterizar a composição e a configuração espacial do mosaico de manchas (Forman e Godron, 1986; O'Neill et al., 1988; Turner e Gardner, 1991; Forman, 1995).

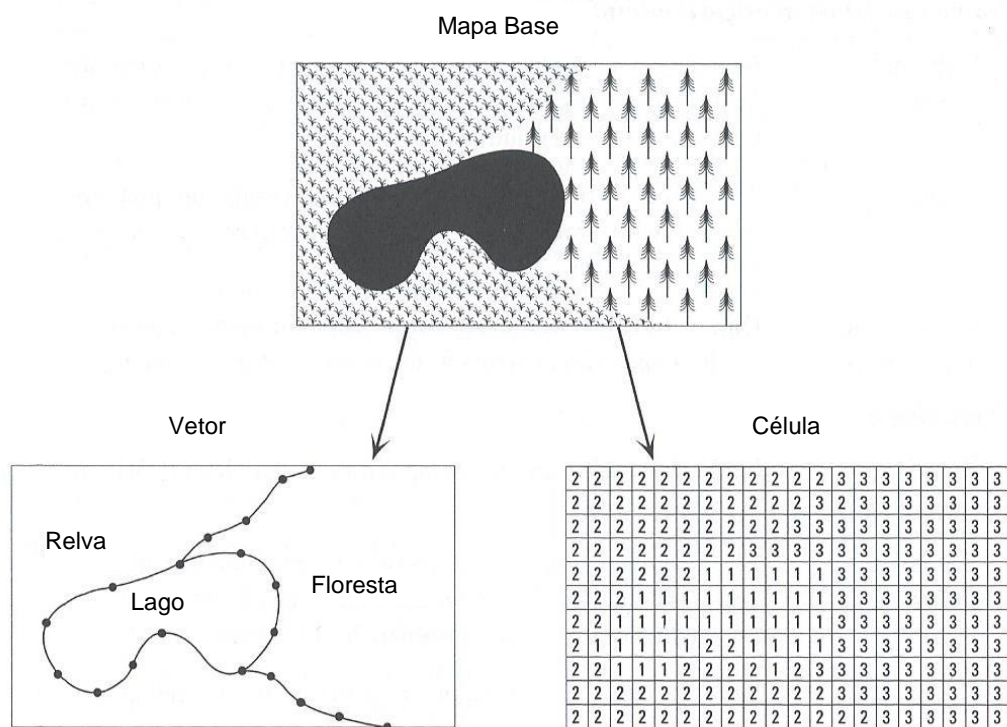


Figura 2.10 - Dois métodos principais de representação espacial em SIG: representação baseada em vetores (polígonos) e representação baseada em células (raster) Fonte: adaptado de Judge e Sebastian (1988).

Embora as métricas de paisagem possam ser calculadas para qualquer uma das classes de padrão de paisagem descritas acima, referem-se exclusivamente à utilização de índices desenvolvidos para padrões de mapas categóricos. Apesar de uma grande parte da análise de padrões de paisagem lidar com a identificação da escala e intensidade de padrões, as métricas de paisagem focam-se na caracterização das propriedades espaciais dos padrões de mapas categóricos representados numa única escala (McGarigal, 2002, 2012).

É importante realçar que para a quantificação e modelação dos padrões de paisagem há muitas formas distintas de modelar ou representar a estrutura da paisagem correspondente a diferentes perspetivas sobre a heterogeneidade da paisagem (Lausch et al., 2015; McGarigal, s.d.).

### ***Modelos da estrutura da paisagem***

A compreensão das estruturas paisagísticas, bem como a modelação e previsão das mudanças ocorridas são as principais preocupações da ecologia quantitativa da paisagem (Lausch et al., 2015). Vários autores conceberam diversos modelos que se caracterizam nos seguintes modelos alternativos:

#### **1) Modelo de padrão de pontos:**

Os dados dos padrões de pontos incluem coleções das localizações de entidades de interesse, em que os dados são tipicamente representados por uma estrutura de dados vetoriais, e cada ponto é referenciado pela sua localização (x, y). Os dados dos padrões de pontos consistem num único elemento padrão, pontos. Os pontos podem ser distinguidos uns dos outros com base num ou mais atributos (e.g. pesos) e essa informação é tratada na análise. Nalguns casos pode ser conveniente representar padrões de pontos utilizando uma estrutura de dados rasterizados, em que cada ponto é representado por uma célula (ou pixel) numa grelha raster e ocupa assim o espaço de uma célula. O objetivo da análise de padrões de pontos é quantificar a intensidade dos pontos em múltiplas escalas numa determinada paisagem (McGarigal, s.d.).

#### **2) Modelo *Patch Mosaic* / Modelo *Patch-Corridor-Matrix*:**

O modelo "*patch mosaic*" descreve a estrutura da paisagem como um mosaico de áreas homogéneas discretamente delineadas (Forman e Godron, 1986; McGarigal e Marks, 1995). Às vezes, o modelo "*patch mosaic*" é referido como o modelo "*patch-corridor-matrix*" de acordo com Forman e Godron (1986) e Forman (1995), de modo a reconhecer os diferentes elementos principais da paisagem que podem estar presentes num mosaico (Figura 2.11a). Com a ajuda do modelo "*patch mosaic*", as estruturas de paisagem podem ser descritas de uma forma simples e prática, não apenas delineando as áreas homogéneas, mas também avaliando quantitativamente o seu arranjo espacial (configuração da paisagem) e a sua composição (Lausch et al., 2015).

No modelo "*patch mosaic*", os dados consistem em polígonos (vetor) ou células de grelha (raster) classificados em classes discretas. As manchas podem ser classificadas e delineadas qualitativamente por meio da interpretação visual dos dados, como é o caso de mapas vetoriais construídos a partir de linhas digitalizadas. Em relação aos raster, as informações de cada local, normalmente obtidas por deteção remota, podem ser usadas para classificar as células em classes discretas e, em seguida delinear as manchas, delimitando-as (McGarigal, s.d.).

Os elementos paisagísticos que normalmente são reconhecidos no modelo são as manchas, os corredores e a matriz, e a extensão e configuração destes elementos define o padrão da paisagem. O modelo de "*patch mosaic*" é mais robusto quando as manchas significativas podem ser claramente definidas e mapeadas com precisão como manchas discretas, e quando a variação dentro das manchas é considerada insignificante (McGarigal, s.d.). Em geral, o modelo é robusto e é aplicado com sucesso

a paisagens em todo o mundo. Também é consistente em técnicas quantitativas bem desenvolvidas e amplamente compreendidas projetadas para dados discretos (e.g. análise de variância), e há ampla evidência de que tem uma boa aplicação nas paisagens dominadas por graves perturbações naturais ou antropogénicas (e.g. paisagens dominadas pelo fogo ou construídas) onde descontinuidades acentuadas foram criadas pela perturbação (McGarigal et al., 2009).

Existem duas perspetivas diferentes sobre o modelo “*patch mosaic*” e os padrões de mapas categóricos, descritas em seguida, que influenciaram bastante o desenvolvimento das métricas de paisagem e têm implicações importantes para a escolha e interpretação das métricas de paisagem individuais (McGarigal, s.d., 2002, 2012).

**a) Modelo biogeográfico insular (baseado em padrões de mapas categóricos):**

No modelo biogeográfico insular, um único tipo de mancha encontra-se destacado, os fragmentos disjuntos (e.g. fragmentos de habitat) que são vistos como análogos das ilhas oceânicas inseridas num fundo inóspito ou ecologicamente neutro (matriz). Esta perspetiva emergiu da teoria da biogeografia insular de MacArthur e Wilson (1967) e do interesse subsequente na fragmentação do habitat (Saunders et al., 1991). Sob esta perspetiva, há uma estrutura de mancha binária na qual os fragmentos focais (fragmentos) são incorporados numa matriz neutra. A conectividade pode ser avaliada pela agregação espacial do tipo de mancha focal sem considerar como as manchas intervenientes afetam a conexão funcional entre as manchas da classe focal. Aqui, a ênfase está na extensão, no carácter espacial e na distribuição do tipo de mancha focal sem considerar explicitamente o papel da matriz. A principal vantagem do modelo da ilha é a sua simplicidade, isto é, é fácil representar a estrutura da paisagem em termos de manchas focais contrastadas com uma matriz uniforme e é relativamente simples desenvolver métricas que quantifiquem esta estrutura. Além disso, ao considerar a matriz como ecologicamente neutra, ela estimula os ecologistas a concentrarem-se nos atributos da mancha que têm o efeito mais forte sobre a persistência das espécies ao nível da mancha. A principal desvantagem deste modelo é que ele assume uma matriz uniforme e neutra, o que, na maioria dos casos do mundo real, é uma simplificação drástica da interação dos organismos com os padrões da paisagem (McGarigal, s.d., 2002, 2012).

**b) Modelo de mosaico de paisagem (baseado em padrões de mapas categóricos):**

No modelo de mosaico de paisagem, as paisagens são vistas como conjuntos de tipos de manchas heterogéneas, espacialmente complexos, que não podem ser simplesmente categorizados em elementos discretos, como manchas, corredores e matriz (With, 1999). Em vez disso, a paisagem é vista da perspetiva do organismo ou processo de interesse. As manchas são limitadas por manchas de outros tipos que podem ser mais ou menos semelhantes ao tipo de mancha focal, ao contrário de habitats altamente contrastantes e frequentemente hostis, como no caso do modelo anteriormente mencionado. A conectividade, por exemplo, pode ser avaliada na medida em que o movimento é facilitado ou impedido por meio de diferentes tipos de manchas em toda a paisagem. A perspetiva do mosaico da paisagem deriva da própria ecologia da paisagem (Forman, 1995) e só recentemente surgiu como uma alternativa viável ao modelo biogeográfico insular. A principal vantagem do modelo do

mosaico de paisagem é a sua representação mais realista da percepção e interação dos organismos com os padrões da paisagem. Por exemplo, poucos organismos exibem uma resposta binária aos habitats (tipos de manchas), mas usam habitats proporcionais à aptidão que conferem ao organismo. Além disso, o movimento entre manchas de habitat adequadas geralmente é uma função do carácter dos habitats intervenientes, que geralmente variam na resistência que oferecem ao movimento. A principal desvantagem do modelo do mosaico de paisagem é que requer uma compreensão detalhada da interação dos organismos com os padrões de paisagem, e este facto tem complicado o desenvolvimento de métricas que adotam essa perspetiva (McGarigal, s.d., 2002, 2012).

### **3) Modelo gradiente de paisagem (baseado em padrões de superfície contínuos):**

Em 2005, McGarigal e Cushman introduziram o modelo "gradiente de paisagem" como uma representação alternativa da estrutura da paisagem. Em vez de delinear manchas homogéneas e discretas, o modelo gradiente representa a estrutura da paisagem com base em dados contínuos nos quais a única unidade discreta é um pixel/célula de grelha num modelo de dados baseado em rasters (Figura 2.11b). Neste modelo, a heterogeneidade subjacente é vista como uma superfície tridimensional, onde o valor medido em cada localização geográfica é representado pela altura da superfície e pode representar qualquer atributo ecológico de interesse. Por exemplo, em vez de representar o habitat como manchas discretas, ele é representado como um índice de adequação ou capacidade, em que o valor em cada local representa a qualidade do habitat e pode assumir valores contínuos. Na prática, a adequação ou capacidade do habitat é frequentemente classificada em categorias que representam a qualidade do habitat ou outro atributo, de modo a facilitar análises posteriores e simplificar a apresentação de resultados (McGarigal, s.d.; McGarigal et al., 2009; Lausch et al., 2015).

O exemplo mais comum de um modelo de gradiente de paisagem é uma superfície de elevação digital a partir da recolha de informação da deteção remota, mas há muitas outras possibilidades. McGarigal e Cushman (2005) não foram os primeiros a reconhecer a necessidade de caracterizar superfícies tridimensionais para fins ecológicos, mas a novidade resulta na descoberta do modelo gradiente como uma representação alternativa da estrutura da paisagem e no incentivo à sua quantificação e subsequente relação com os processos ecológicos, como as métricas de paisagem baseadas no modelo "*patch mosaic*" (McGarigal e Cushman, 2005 in McGarigal et al., 2009; Lausch et al., 2015).

A tecnologia de deteção remota usa sensores que capturam radiação eletromagnética de uma ampla gama de comprimentos de onda visíveis e não visíveis. Desta forma, as representações de paisagem baseadas no modelo gradiente contêm muito mais informação e, portanto, são uma representação muito mais realista das paisagens. No entanto, sem quantificar as estruturas de paisagem baseadas no modelo gradiente, o mérito deste modelo para a ecologia quantitativa da paisagem pode ser limitado (McGarigal et al., 2009; Lausch et al., 2015). Apenas recentemente tem sido dada atenção à aplicação de métricas de superfície com o propósito de quantificar a heterogeneidade de superfície na escala de paisagens inteiras (Hoechstetter et al., 2008; McGarigal e Cushman, 2005 in McGarigal et al., 2009).

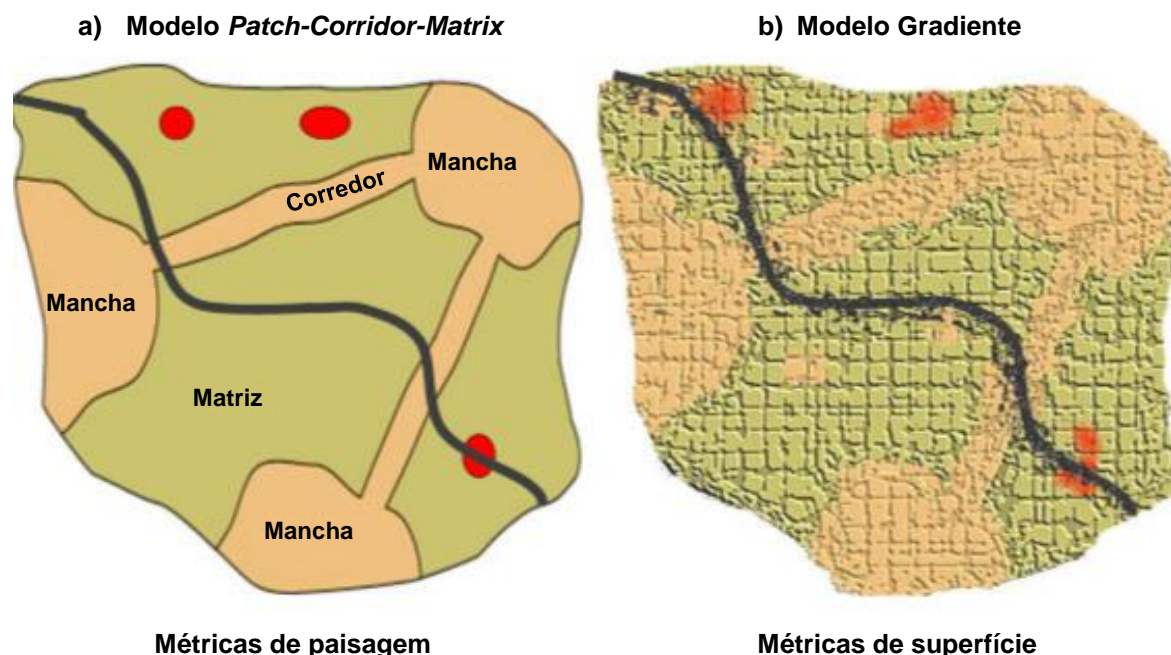


Figura 2.11 - Representação da estrutura da paisagem. a) Modelo *Patch-Corridor-Matrix* e b) Modelo Gradiente. Fonte: adaptado de Lausch et al. (2015).

Para avaliar as diversas abordagens para quantificar e perceber os padrões de paisagem, é necessário fazer uma comparação entre o potencial e as limitações dos modelos *Patch-Corridor-Matrix* e Gradiente. A Tabela 2.1 lista as vantagens e desvantagens das duas abordagens mencionadas anteriormente (Lausch et al., 2015).

Tabela 2.1 - Vantagens e Desvantagens dos Modelos Patch-corridor-Matrix e Gradiente na quantificação dos padrões de paisagem e na percepção das interações processo-padrão. Fonte: adaptado de Lausch et al. (2015).

| Modelo <i>Patch-Corridor_Matrix</i>  | Modelo Gradiente   |
|--|--|
| Vantagens  |  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Abordagem direta, compreensível e de fácil utilização</li> <li>• Técnicas quantitativas bem desenvolvidas e amplamente compreendidas</li> <li>• Representação realista da interação dos organismos de uma dada espécie com a paisagem, se as manchas representarem um habitat de uma dada espécie</li> <li>• Quantificação fácil e direta das características dos padrões por meio de métricas da paisagem</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Nenhuma falta de informação devido à simplificação, agregação e suposições</li> <li>• Nenhuma suposição sobre o delineamento das áreas homogêneas e limites nítidos</li> <li>• Métodos geoestatísticos poderosos com aplicações multivariáveis</li> <li>• Método robusto e flexível para análises centradas no organismo</li> <li>• Novos dados de detecção remota oferecem uma enorme fonte de dados para a aplicação do modelo gradiente</li> </ul> |

(Continua)

Tabela 2.2 - Vantagens e Desvantagens dos Modelos Patch-corridor-Matrix e Gradiente na quantificação dos padrões de paisagem e na percepção das interações processo-padrão. Fonte: adaptado de Lausch et al. (2015). (continuação)

| Modelo Patch-Corridor_Matrix   | Modelo Gradiente   |
|--|--|
| Desvantagens   |  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Discretização leva à perda de heterogeneidade interna dos fragmentos, o que pode resultar na perda de informações ecológicas importantes</li> <li>• Fronteiras nítidas e irreais entre as manchas, não é possível definir as zonas de transição entre os vários tipos de cobertura do solo</li> <li>• Esquemas de classificação da cobertura do solo/uso do solo têm uma grande influência nos resultados quantitativos na ecologia da paisagem</li> <li>• Diferentes classificações e profundidade de dados influenciam as análises quantitativas</li> <li>• Sensibilidade das métricas de padrões da paisagem selecionadas para classificações errôneas da cobertura do solo</li> <li>• Extensões de paisagens diferentes levam a quantificações não comparáveis entre os segmentos de paisagem</li> <li>• Falta de padrões estabelecidos para classificar os tipos de cobertura do solo</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Requer ampla experiência em SIG e detecção remota</li> <li>• Menos intuitivo que o Modelo <i>Patch-Corridor-Matrix</i></li> <li>• Gera volumes de dados complexos e grandes, altamente multidimensionais</li> <li>• Múltiplas camadas requerem o uso de técnicas avançadas de mineração de dados espaciais, que enquadram na análise de dados espaciais</li> <li>• Modelo requer um alto armazenamento de dados e uma capacidade de computação elevada</li> <li>• Falta de métricas de superfície contínuas padronizadas</li> </ul> |

#### 4) Modelo gráfico da matriz:

O modelo gráfico da matriz apresenta segundo McGarigal (s.d.) e Urban e Keitt (2001), uma abordagem completamente diferente para representar a estrutura da paisagem e adota aspectos de todos os modelos anteriores, sendo baseado na teoria gráfica. Neste modelo, a paisagem consiste numa coleção de nós (manchas) e ligações (conexões) representadas como matrizes de dados, como se pode observar na Figura 2.12.

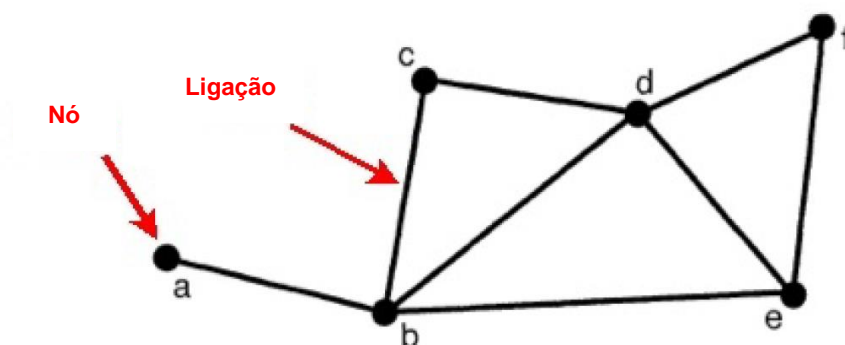


Figura 2.12 - Estrutura teórica do gráfico, com representação dos elementos básicos (nós e ligações). Fonte: adaptado de Urban e Keitt (2001).



Na ecologia da paisagem, a teoria gráfica tem sido descrita como uma ferramenta que preenche a lacuna entre as medidas estruturais e as medidas funcionais, e é útil na temática da conectividade e dos fluxos ecológicos. O modelo gráfico da matriz distingue-se por representar a estrutura da paisagem como um conjunto de matrizes de dados, em que a heterogeneidade espacial é resumida em duas matrizes de dados não espaciais:

1. **Matriz de dados do nó** – contém as coordenadas (x, y) dos nós e também pode conter informações adicionais sobre os nós, como tamanho e/ou qualidade da mancha.
2. **Matriz de dados da ligação** – matriz quadrada que contém informações referentes às ligações entre cada par de nós.

As matrizes gráficas contêm dois elementos básicos: os nós e as ligações.

1. **Nós** – também conhecidos como vértices, podem representar qualquer ponto ou características da mancha relevantes. É importante reconhecer que no gráfico os nós são representados como pontos, mas na realidade eles podem representar manchas de tamanho muito variado. Na maioria dos casos, o centro da mancha é utilizado para representar o local da mancha no gráfico.
2. **Ligações** – também conhecidas como arestas na estrutura teórica do gráfico, representam as conexões entre os nós. Novamente, é importante reconhecer que no gráfico as ligações são representadas como linhas retas entre os nós, mas na realidade elas podem representar caminhos não-lineares entre nós ou taxas de fluxo entre nós que não têm uma representação espacial explícita. Além disso, as ligações podem ter direcionalidade, isto é, a distância ou taxa de fluxo entre dois nós pode não ser a mesma em ambas as direções.

### ***Níveis de métricas de paisagem***

De acordo com McGarigal (2012, 2015), as manchas formam a base para a construção de mapas categóricos e, consequentemente, as métricas do padrão de paisagem concentram-se no carácter espacial e na distribuição das manchas. Embora as manchas individuais possuam relativamente poucas características espaciais fundamentais (e.g. tamanho, perímetro e forma), as coleções de manchas têm uma variedade de propriedades agregadas, dependendo se a agregação é sobre uma única classe (tipo de mancha) ou várias classes e se a agregação está dentro de uma sub-região especificada de uma paisagem ou em toda a paisagem. Deste modo, as métricas de paisagem podem ser definidas em quatro níveis correspondentes a uma organização hierárquica de heterogeneidade espacial em mosaicos de manchas.

1. **Métricas ao nível da célula:** fornecem a melhor unidade espacial de resolução para caracterizar padrões espaciais em mapas categóricos (quando definidos como uma imagem rasterizada). Elas são definidas para células de grelha individuais e caracterizam o contexto espacial (ou seja, vizinhança ecológica) das células sem considerar explicitamente a classe. O resultado é um valor único para cada célula.
2. **Métricas ao nível da mancha:** são definidas para manchas individuais e caracterizam o contexto espacial das manchas. Na maioria dos programas SIG, as métricas de mancha

servem como base computacional para várias métricas de paisagem. O resultado é um valor único para cada mancha.

3. **Métricas ao nível da classe:** integram todas as manchas de uma determinada classe, podendo ser integradas pela média ponderada simples ou por área. Além disso, existem propriedades agregadas no nível de classe que resultam da configuração exclusiva de manchas na paisagem. O resultado é um valor único para cada classe.
4. **Métricas ao nível da paisagem:** integram todas as manchas e classes da extensão da paisagem. Assim como as métricas de classe, elas podem ser integradas por uma média simples ou ponderada por área ou podem refletir propriedades agregadas de todo o mosaico de manchas. Em muitas aplicações, o principal interesse está no padrão, ou seja, na estrutura de todo o mosaico da paisagem. O resultado é um valor único para toda a paisagem.

É importante observar que, embora muitas métricas estejam interligadas, as suas interpretações podem diferir. As métricas ao nível da célula representam o contexto espacial das vizinhanças locais centradas em cada célula. As métricas ao nível da mancha representam o carácter espacial e o contexto das manchas individuais. As métricas ao nível da classe representam a quantidade e a distribuição espacial de um único tipo de mancha e são interpretadas como índices de fragmentação. As métricas ao nível da paisagem representam o padrão espacial de todo o mosaico da paisagem e geralmente são interpretadas de forma mais ampla como índices de heterogeneidade da paisagem porque medem a estrutura geral da paisagem. Portanto, é importante interpretar cada métrica de maneira apropriada ao seu nível (McGarigal, 2015).

É também importante observar que, embora a maioria das métricas em níveis mais altos seja derivada dos atributos associados ao nível da mancha, nem todas as métricas são definidas em todos os níveis. Em particular, as coleções de manchas ao nível da classe e da paisagem possuem propriedades agregadas que não são definidas em níveis inferiores. O facto da maioria das métricas de nível superior derivar dos atributos associados ao nível da mancha implica que muitas das métricas se correlacionem. Assim, elas fornecem informações semelhantes e por vezes redundantes. Por último, as métricas de classe e paisagem são normalmente calculadas para toda a extensão da paisagem, ou seja, quantificam a “estrutura global da paisagem”, embora o foco possa estar numa única classe (McGarigal, 2012, 2015).

Normalmente, o termo “métricas de paisagem” refere-se exclusivamente a índices numéricos desenvolvidos para quantificar padrões de mapas categóricos, isto é, mosaicos de manchas. Sob a perspetiva do mosaico de manchas, as métricas de paisagem são algoritmos que quantificam características espaciais específicas relacionadas aos diversos níveis mencionados anteriormente e uma multiplicidade de métricas foi desenvolvida para essa finalidade (McGarigal e Marks, 1995, Gustafson, 1998). De acordo com McGarigal e Marks (1995) e McGarigal (2012, 2015), as métricas são agrupadas pelo aspeto da estrutura da paisagem medida e são divididas em seis grupos, onde a aplicabilidade geral das métricas às investigações ecológicas da paisagem e algumas das suas limitações são apresentadas.

### ***Área e Margem da Mancha***

O grupo Área e Margem da Mancha representa uma coleção de métricas que estão associadas ao tamanho e aos limites das manchas. Nos níveis de classe e paisagem, estas podem ser resumidas com estatísticas básicas (e.g. média, mediana, máximo e variação). O tamanho da mancha é normalmente calculado como a área total da mancha, independentemente do seu carácter espacial (McGarigal, 2012, 2015). Neste grupo também se inclui o raio de rotação da mancha, que pode ser considerado uma medida da distância média que um organismo se pode movimentar dentro de uma mancha antes de encontrar o limite da mancha a partir de um ponto de partida aleatório. Quando resumida para a classe ou paisagem usando uma média ponderada por área, esta métrica também é conhecida como o comprimento de correlação e fornece a distância que se pode esperar para percorrer o mapa enquanto se permanece numa determinada mancha, a partir de um ponto de partida aleatório, movendo-se numa direção aleatória (Keitt et al., 1997). Os limites entre as manchas (ou margens) representam outro atributo espacial fundamental de um mosaico de manchas. O comprimento da margem pode ser resumido no nível da mancha como o perímetro da mancha, e nos níveis de classe e paisagem como o comprimento total da margem envolvendo a classe focal ou todo o mosaico, respetivamente (McGarigal, 2012, 2015).

### ***Forma da mancha***

A complexidade da forma refere-se à geometria das manchas, isto é, se elas tendem a ser simples e compactas, ou irregulares e complicadas. A forma é um atributo espacial extremamente difícil de capturar numa métrica devido ao número infinito de possíveis formas de manchas. Portanto, as métricas de forma geralmente indexam a complexidade geral da forma, em vez de tentar atribuir um valor a cada forma ou morfologia exclusiva. As medidas mais comuns de complexidade de forma são baseadas na quantidade relativa de perímetro por unidade de área, geralmente indexada em termos de uma razão perímetro-área, ou como uma dimensão fractal, e geralmente padronizada numa forma euclidiana simples (por exemplo, círculo ou quadrado). A interpretação varia entre as várias métricas de forma, mas, em geral, valores mais altos significam maior complexidade de formas ou maior afastamento da geometria euclidiana simples (McGarigal, 2012, 2015).

### ***Área central***

A área central refere-se à área interna das manchas depois de um buffer de margem especificado pelo utilizador ser eliminado. O buffer de margem representa a distância em que o "núcleo" ou o interior de uma mancha não é afetado pela margem da mancha. A distância de "efeito de margem" é definida pelo utilizador como relevante para o fenómeno em questão e pode ser tratada como fixa ou ajustada para cada tipo de margem. A área do núcleo integra o tamanho da mancha, a forma e a distância do efeito de margem numa única medida. Todos os outros atributos são iguais e as pequenas áreas com maior complexidade de forma têm uma área central menor. A maioria das métricas associadas à área da mancha (por exemplo, tamanho médio de manchas e variabilidade) podem ser formuladas em termos de área central (McGarigal, 2012, 2015).

## **Contraste**

O contraste refere-se à diferença relativa entre os tipos de manchas (classes). Por exemplo, florestas maduras próximas a florestas jovens podem ter uma margem de contraste menor do que florestas maduras adjacentes a campos abertos, dependendo de como o contraste é definido. Isto pode ser calculado como uma densidade de margens ponderada pelo contraste, onde a cada tipo de margem é atribuído um peso de contraste. Como alternativa, isso pode ser calculado como um índice de contraste de vizinhança, em que o contraste médio entre a mancha focal e todas as manchas de um local especificado pelo utilizador é calculado com base nos pesos de contraste atribuídos. Note-se que o contraste é um atributo da margem em si, enquanto que a área central é um atributo do interior da mancha após considerar efeitos de margem adversos que penetram nas manchas (McGarigal, 2012, 2015).

## **Agregação**

A agregação refere-se ao grau de agregação ou agrupamento de tipos de manchas e é um termo genérico utilizado para descrever diversos conceitos intimamente relacionados: 1) dispersão, 2) interspersão, 3) subdivisão e 4) isolamento. Cada um destes conceitos relaciona-se com o conceito mais amplo de agregação, mas é distinto dos outros de maneiras subtis, mas importantes. As métricas de agregação lidam de forma variada com as propriedades espaciais de dispersão (isto é, como é que cada tipo de mancha se espalha ou dispersa sem referência explícita a quaisquer outros tipos de mancha) e interspersão (isto é, a mistura espacial de diferentes tipos de mancha sem referência explícita à dispersão de qualquer tipo de mancha). No mundo real, estas propriedades são frequentemente correlacionadas. Não é de surpreender, portanto, que algumas métricas de agregação tratem apenas da dispersão, outras tratem apenas da interspersão e outras tratem de ambas e, portanto, há uma grande variedade de métricas.

A subdivisão refere-se ao grau em que a paisagem é fragmentada em manchas separadas, e não no tamanho, forma, localização relativa ou disposição espacial dessas manchas. Os conceitos de subdivisão e dispersão estão intimamente relacionados. Ambas se referem à agregação da paisagem, mas a subdivisão lida explicitamente com o grau em que a paisagem é dividida em manchas disjuntas, enquanto que o conceito e a medida de agregação não tem em consideração as próprias manchas, já que se baseia nas adjacências das células. A subdivisão pode ser medida simplesmente pelo número ou densidade de manchas. Quando aplicadas no nível de classe, estas métricas podem ser usadas para medir o grau de fragmentação do tipo de mancha focal.

O isolamento refere-se à tendência das manchas serem relativamente isoladas no espaço (i.e., distantes) de outras manchas da mesma classe ou ecologicamente semelhantes. O isolamento está relacionado com o conceito de subdivisão, pois ambos se referem à subdivisão das classes, mas o isolamento lida explicitamente com o grau em que as manchas estão espacialmente isoladas umas das outras, ao passo que a subdivisão não aborda a distância entre as manchas, apenas que elas são disjuntas. O isolamento também pode ser formulado em termos de tamanho e proximidade de manchas

vizinhas dentro de uma vizinhança local em torno de cada mancha usando o índice de isolamento de Whitcomb et al. (1981) ou índice de proximidade de Gustafson e Parker (1992) (McGarigal, 2012, 2015).

### **Diversidade**

As medidas de diversidade têm sido amplamente utilizadas em diversas aplicações ecológicas e são influenciadas por duas componentes: riqueza e uniformidade. A riqueza refere-se ao número de diferentes tipos de manchas presentes, a uniformidade refere-se à distribuição das manchas e à sua abundância. Alguns índices (e.g. índice de diversidade de Shannon (1949)) são mais sensíveis à riqueza do que à uniformidade. Assim, os tipos de manchas raros têm uma influência desproporcionalmente grande na magnitude deste índice. Outros índices (e.g. índice de diversidade de Simpson (1949)) são relativamente menos sensíveis à riqueza e, portanto, colocam mais peso nos tipos de manchas comuns (McGarigal, 2012, 2015).

#### **2.3.2. Limitações no uso e interpretação de métricas**

Existe uma enorme diversidade de métricas da paisagem, o que leva a que muitas estejam correlacionadas entre si, dificultando a sua interpretação (Uuemaa et al., 2009). Segundo McGarigal (2015), a análise dos padrões de paisagem é repleta de inúmeros desafios relacionados com a utilização e interpretação das métricas da paisagem, e que se englobam em quatro grandes questões, ou seja:

##### **1. Definição de uma paisagem relevante**

Todas as métricas da paisagem representam algum aspeto do padrão da paisagem. No entanto, o utilizador deve primeiro definir a paisagem, incluindo o conteúdo temático, a resolução espacial (grão e extensão) e as fronteiras antes que qualquer métrica deva ser calculada. Além disso, o utilizador deve especificar os parâmetros de entrada adicionais, dado que o valor de qualquer métrica é calculado em função da forma como o investigador escolheu definir e dimensionar a paisagem e parametrizar a métrica.

O formato (raster versus vetor) e a escala (grão e extensão) dos dados podem ter uma influência profunda no valor de muitas métricas. Como os formatos de vetor e raster representam formas de representação diferente, as métricas que envolvem a margem ou o perímetro serão afetadas pela escolha de formatos. As métricas baseadas na adjacência das células também serão afetadas, como é o caso da maioria das métricas de agregação, porque o tamanho do grão afeta a distribuição proporcional das adjacências.

O limite da paisagem pode influenciar profundamente o valor de certas métricas. As métricas ao nível da paisagem são calculadas apenas a partir das manchas presentes no limite da paisagem, influenciando as métricas baseadas na distância da vizinhança mais próxima. Por exemplo, uma população local de uma espécie de ave que ocupa uma área próxima à fronteira de uma paisagem definida de forma arbitrária. O vizinho mais próximo dentro do limite da paisagem pode estar bem longe, no entanto, na realidade, a mancha adjacente pode estar muito próxima, mas fora do limite da paisagem

designada. Em geral, o efeito de margem aumenta à medida que a extensão da paisagem diminui em relação ao mosaico ou heterogeneidade da paisagem (McGarigal, 2015).

## **2. Obtenção de uma compreensão teórica e empírica adequada do comportamento métrico para auxiliar na interpretação de cada métrica**

Além das questões técnicas supramencionadas, o uso atual das métricas da paisagem é limitado pela falta de uma compreensão teórica adequada do comportamento métrico. A interpretação de uma métrica da paisagem depende de uma compreensão adequada de como ela responde à variação nos padrões da paisagem. Não entender o comportamento teórico da métrica pode levar a interpretações errôneas (Jaeger, 2000).

A melhor solução consiste em quem faz a análise da paisagem entenda não apenas os métodos de análise de padrões espaciais, mas também os conceitos sobre os quais os métodos são baseados (Dale, 1999 in Li e Wu, 2004). A disciplina da ecologia da paisagem precisa de índices melhores e mais eficazes, tanto na sua capacidade de capturar diferentes aspectos do padrão espacial quanto na sua facilidade de interpretação. A maioria dos índices representa mais de um aspecto do padrão espacial, o que aumenta a dificuldade na interpretação dos seus resultados, enquanto muitos estudos mostraram que um único índice fornece informações inadequadas sobre padrões espaciais (Li e Reynolds, 1994; Riitters et al., 1995; O'Neill et al., 1999).

## **3. Compreensão das redundâncias teóricas e empíricas entre as métricas**

Embora a literatura esteja repleta de métricas disponíveis para descrever o padrão de paisagem, ainda existem apenas dois componentes principais - composição e configuração, e apenas alguns aspectos de cada um deles. As métricas geralmente medem múltiplos aspectos desse padrão. Assim, raramente há um relacionamento um-para-um entre valores de métricas e padrões de paisagem. A maioria das métricas está de facto correlacionada entre si (ou seja, elas medem um aspecto semelhante ou idêntico ao padrão de paisagem) porque há apenas algumas medidas primárias que podem ser feitas ao nível das manchas (tipo de mancha, área, margem e tipo de vizinhança) e a maioria das métricas é derivada dessas medidas primárias. Algumas métricas são inerentemente redundantes porque são formas alternativas de representar as mesmas informações básicas (por exemplo, tamanho médio da mancha e densidade da mancha). Noutros casos, as métricas podem ser empiricamente redundantes, não porque medem o mesmo aspecto do padrão de paisagem, mas porque, para as paisagens específicas em investigação, diferentes aspectos do padrão de paisagem são estatisticamente correlacionados (McGarigal, 2015).

## **4. Desenvolvimento de uma estrutura de referência adequada para interpretar as métricas da paisagem**

Na prática, a interpretação das métricas da paisagem é afetada pela falta de um quadro de referência adequado. As métricas de paisagem quantificam o padrão de uma única paisagem num dado momento temporal. No entanto, é muitas vezes difícil determinar o significado ecológico do valor calculado sem compreender a variação natural do padrão de paisagem no espaço e no tempo. É lógico que as métricas

de paisagem exibam distribuições estatísticas que reflitam a dinâmica temporal natural da paisagem. Em comparação com essa distribuição, uma interpretação mais significativa pode ser atribuída a qualquer valor computado. Infelizmente, apesar do reconhecimento generalizado de que as paisagens são dinâmicas, há uma escassez de trabalho empírico que quantifique a variação natural das métricas da paisagem. Em parte, isso decorre da dificuldade de definir uma referência temporal significativa, mas, mais frequentemente, decorre da falta de dados espaciais históricos (McGarigal, 2015).

Atualmente, um desafio fundamental na análise da paisagem é estabelecer relações sólidas entre padrões espaciais e processos ecológicos (Wu e Hobbs, 2002). A escolha de métricas deve refletir explicitamente algumas hipóteses sobre os padrões de paisagem observados e quais processos ou restrições responsáveis por esses padrões (McGarigal, 2015). A extrema complexidade e a não-linearidade das paisagens heterogêneas geram altos níveis de incerteza, tornando a dinâmica da paisagem difícil de prever. Para reduzir a incerteza e aumentar a previsibilidade, pesquisas futuras em análise de padrões de paisagem devem ir além da mera quantificação do padrão de paisagem e enfatizar as suas relações com os processos ecológicos (Li e Wu, 2004). Em suma, é essencial perceber completamente cada métrica da paisagem antes de ser selecionada para interpretação dos padrões da paisagem (McGarigal, 2015).

As paisagens desempenham múltiplas funções e para proteger esta multifuncionalidade é necessária uma gestão equilibrada da paisagem. As alterações da ocupação e uso do solo, modificam a paisagem, o que resulta na perda de biodiversidade. A perda de espécies e de diversidade genética diminui a resiliência dos SE.

A fragmentação da paisagem afeta a prestação dos SE, e por isso, a existência duma melhor gestão da fragmentação dos habitats e da paisagem pode contribuir para aumentar a quantidade e a resiliência dos SE.

## 2.4. Serviços ecossistêmicos

### 2.4.1. Definição

O Planeta Terra é composto por diversos ecossistemas que fornecem uma grande variedade de diferentes serviços em que as pessoas confiam para satisfazer o seu bem-estar (MEA, 2005b; Fisher et al., 2009). Ao longo do tempo os ecossistemas sofreram alterações que melhoraram o bem-estar social com o aumento da provisão de alguns serviços, como alimentos e madeira mas, consequentemente, ocorreu a degradação de muitos outros serviços, como por exemplo, a biodiversidade (MEA, 2005b). Assim, foi necessário dar origem a um novo conceito que abordasse as funções dos ecossistemas e os problemas existentes. O reconhecimento do termo SE é bastante recente, mas a noção geral de que os ecossistemas naturais funcionam como base para o suporte à vida humana é antiga (Elliff e Kikuchi, 2015).

Embora o conceito de “Serviços Ecossistêmicos” tenha sido inicialmente introduzido em meados da década de 1980 (Ehrlich e Mooney, 1983), a sua origem remonta ao final dos anos 1960 e 1970, destacando o valor social das funções da natureza (Helliwell, 1969; Dee et al., 1973; Bormann e Likens,

1979), ganhando impulso a partir de 1997 com Costanza et al. (1997) e Daily (1997). Entre 2001 e 2005 decorreu o *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA), um estudo que envolveu mais de 1 300 cientistas de todo o mundo. Este estudo foi realizado com o intuito de avaliar as consequências das alterações nos ecossistemas para o bem-estar humano e estabelecer as bases científicas necessárias para melhorar a conservação e o uso sustentável dos ecossistemas, bem como avaliar as suas contribuições para o bem-estar humano (MEA, 2005b; Elliff & Kikuchi, 2015).

Uma das principais conclusões do MEA foi a verificação da degradação de cerca de 60% dos serviços ecossistémicos do mundo nos últimos 50 anos. Este foi considerado um estudo histórico, pois fortaleceu o conceito de SE, forneceu uma definição global e meios de classificação e teve uma grande contribuição para colocar os SE na agenda política (MEA, 2005b; Chaudhary et al., 2015). A definição defendida pelo MEA tornou-se no conceito de SE mais utilizado, e define-se nas funções e produtos de ecossistemas que incluem provisão, regulação, suporte e serviços culturais (Tabela 2.2) que beneficiam os seres humanos, ou produzem bem-estar para a sociedade, ou seja, de uma forma mais simplificada traduz-se nos benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas (MEA, 2005b).

Tabela 2.2 – Classificação dos SE de acordo com o MEA. Fonte: adaptado de MEA (2005b).

| <b>Tipo de Serviço</b> | <b>Serviço</b>  |
|------------------------|---|
| <b>Provisão</b>        | Alimentos<br>Fibras<br>Recursos genéticos<br>Bioquímicos, medicamentos naturais e produtos farmacêuticos<br>Recursos ornamentais<br>Água                                    |
| <b>Regulação</b>       | Regulação da qualidade do ar<br>Regulação do clima<br>Regulação do ciclo da água<br>Regulação da erosão do solo<br>Controlo de doenças<br>Controlo de pragas<br>Polinização |
| <b>Suporte</b>         | Formação do solo<br>Fotossíntese<br>Produção primária<br>Ciclo de nutrientes<br>Ciclo da água   |
| <b>Cultural</b>        | Diversidade cultural<br>Valores espirituais e religiosos<br>Recreação e ecoturismo<br>Valores estéticos<br>Sistemas de conhecimento<br>Valores educacionais                 |

O estudo forneceu uma justificação para ampliar a pesquisa, o que fez com que a literatura sobre SE tenha crescido exponencialmente, insistiu na incorporação de serviços ecossistémicos na política global e foi inegavelmente bem-sucedido na divulgação do conhecimento produzido, com altos impactes positivos. Como consequência, as iniciativas globais, multilaterais e nacionais aumentaram, incluindo o lançamento de programas como *The Economics of Ecosystem and Biodiversity* (TEEB)



(2007), *Biodiversity Indicator Partnership* (BIP) (2006), *UK National Ecosystem Assessment* (2007), *European Union's Strategic Environmental Assessment* (SEA) (2007) e *The Ecosystem Services Partnership* (ESP) (2008) (Chaudhary et al., 2015).

Durante as últimas décadas, o conceito de SE tem sido definido de forma diferente quando abordado por distintas áreas de estudo, como por exemplo, a ecologia e a economia. Apesar das diferentes perspetivas com que é usado, o conceito de SE é considerado um modelo importante para relacionar o funcionamento dos ecossistemas com o bem-estar humano e, consequentemente, para apoiar os diversos contextos de tomada de decisão (Fisher et al., 2009). Segundo Farber et al. (2006) a abordagem baseada nos SE que integra elementos da ecologia e da economia ajuda a compreender os efeitos das políticas e dos seus impactes nas funções dos ecossistemas e no bem-estar humano.

O conceito de SE tem múltiplas vertentes e, por isso, Wallace (2007) e Fisher et al. (2009) alertam para a necessidade de uma clarificação na definição e classificação dos serviços de ecossistema uma vez que as abordagens dos diversos autores referidos tendem a misturar o que são processos (meios) para a obtenção dos serviços ecossistémicos, com os próprios serviços (fim).

Uma das atividades de acompanhamento do MEA é o projeto TEEB (TEEB, 2008) e há um consenso crescente em utilizar o seguinte modelo (Figura 2.13) para relacionar os ecossistemas com o bem-estar humano (MEA, 2005b).

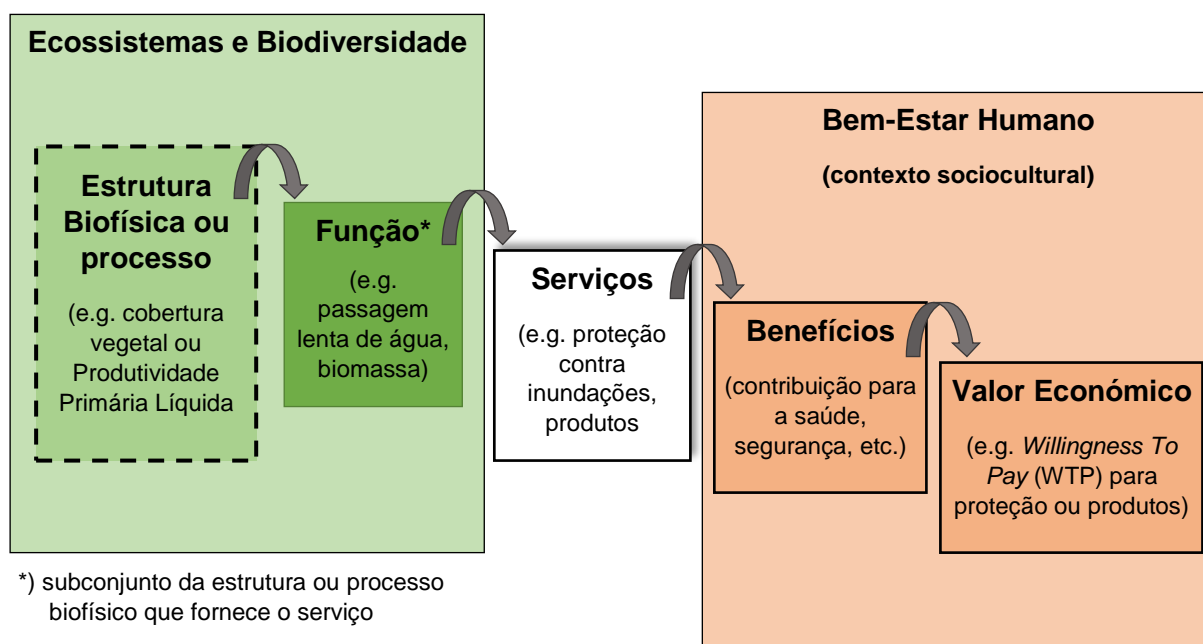


Figura 2.13 - Modelo que relaciona os ecossistemas com o bem-estar humano. Fonte: adaptado de Haines-Young e Potschin (2010).

Como se pode observar na Figura 2.13, os SE são gerados pelas funções do ecossistema, que por sua vez são sustentadas por estruturas e processos biofísicos. As funções do ecossistema são, portanto, intermediárias entre os processos e os SE. O uso real de um bem ou serviço proporciona benefícios que, por sua vez, podem ser valorizados em termos económicos e monetários (WTP) (MEA, 2005b; de

Groot et al., 2010; TEEB, 2010). A distinção entre funções, processos, serviços e benefícios é essencial para evitar problemas de dupla contagem de serviços mencionada por autores como Boyd e Banzhaf (2007), Wallace (2007) e Fisher et al. (2009), e também permite clarificar a sua distribuição espacial, isto é, onde ocorrem as funções, onde é realizada a avaliação da prestação do serviço e onde os serviços são valorizados (TEEB, 2010).

Em 2010, a decisão histórica de formar a plataforma *The Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES) foi aprovada. O IPBES é um órgão intergovernamental independente que proporciona aos formuladores de políticas, avaliações científicas objetivas sobre o estado do conhecimento sobre a biodiversidade, os ecossistemas e os benefícios que proporcionam ao planeta e às pessoas, bem como as ferramentas e métodos para proteger e usar de forma sustentável esses ativos naturais vitais. A missão do IPBES é fornecer uma interface ciência-política em que as informações científicas serão analisadas e sintetizadas para informar a tomada de decisões e influenciar as convenções globais, no que diz respeito à conservação e uso sustentável da biodiversidade, ao bem-estar humano a longo prazo e ao desenvolvimento sustentável (Chaudhary et al., 2015; IPBES, s.d.).

Em suma, o conceito de serviços ecossistêmicos tem vindo a ser consolidado no meio académico, com mais de 5 000 artigos publicados sobre o tema a partir de uma ampla variedade de disciplinas (Chaudhary et al., 2015). Desde as suas primeiras raízes até à atual definição, o conceito de SE, que surgiu para dar resposta à degradação dos ecossistemas, é cada vez mais significativo na pesquisa ambiental e tornou-se uma ponte eficaz entre as abordagens ecológicas e económicas. Mas ainda existe um longo caminho a percorrer, nomeadamente porque os debates políticos na maioria dos países ainda são dominados por ideias e políticas económicas estreitas e tradicionais. A importância dos SE desafia a abordagem convencional de crescimento e desenvolvimento, enquanto abre caminho para uma abordagem diferente da prosperidade baseada no bem-estar (Chaudhary et al., 2015; Fioramonti, 2017 in Costanza et al., 2017).

#### 2.4.2. Classificação

Embora se consiga definir um serviço ecossistémico em termos bastante elementares, pode tornar-se bastante difícil ser claro sobre o que é um serviço ecossistémico quando se transpõe da teoria para a prática (Haines-Young e Potschin, 2010). A complexidade dinâmica dos processos dos ecossistemas e as características inatas dos serviços ecossistêmicos levam a que tenham de existir vários tipos de sistemas de classificação múltipla para diversos propósitos (Costanza, 2008). Além disso, os serviços ecossistêmicos são inerentemente ligados aos sistemas e às decisões sociais e, portanto, é importante incluir o contexto de decisão no conceito de serviços ecossistêmicos, o que pode ajudar a decidir qual esquema de classificação mais apropriado para cada tipo de uso (Fisher et al., 2009).

O conceito de SE definido pelo MEA mencionado anteriormente trouxe uma compreensão e utilização mais ampla dos SE, oferecendo assim um ótimo sistema de classificação e um dos mais utilizados. Esta classificação, que se baseia num sistema de quatro categorias (Serviços de Provisionamento, de Regulação, de Suporte e Culturais), não funciona para todos os propósitos, como é o caso da gestão

e avaliação da paisagem, mas ainda assim, representa um bom exemplo para motivar a quantificação dos SE (Boyd e Banzhaf, 2007; Wallace, 2007; Fisher e Turner, 2008).

De acordo com Costanza (2008) e Fisher et al. (2009), existem muitas maneiras úteis de classificar bens e serviços ecossistêmicos e o objetivo não é criar um sistema único e consistente, mas um pluralismo de tipologias que serão úteis para diferentes propósitos. Assim, outro modo de classificar os SE é usar as suas características espaciais em várias escalas. Este tipo de classificação pode ser apropriado se o contexto da decisão for a gestão de paisagens para a prestação de SE e, nesse caso, é importante saber que serviços são fornecidos e como é que fluem na paisagem. Utilizando as características espaciais, um esquema de classificação pode incluir categorias como:

- Serviços globais, a localização espacial da produção do serviço não é relevante;
- Serviços locais proximais (depende da proximidade) requerem que a produção do serviço seja próxima do beneficiário;
- Serviços direcionais, importa a direção do fluxo, do ponto onde é produzido até ao ponto onde é utilizado;
- Serviços *in situ*, a produção do serviço é feita no local de uso;
- Serviços omnidirecionais, os serviços são fornecidos num único local, mas beneficiam a paisagem circundante sem o desvio direcional;
- Serviços relacionados com a deslocação do utilizador (e.g. serviços culturais e recreativos).

Ao classificar os serviços ecossistêmicos desta forma reconhece-se características como a dinâmica espaço-temporal dos ecossistemas e beneficia a dependência dos SE (Fisher et al., 2009).

Foram desenvolvidos outros sistemas de classificação, como por exemplo, o *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) que foi desenvolvido pela *European Environment Agency* (EEA) em 2013 para fornecer uma classificação hierarquicamente consistente e baseada na ciência a ser usada para fins de contabilidade de capital natural e as classificações *Final Ecosystem Goods and Services Classification System* (FEGS-CS) e *National Ecosystem Services Classification System* (NESCO) que foram desenvolvidas pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA em 2013 e 2015, respetivamente, para fornecer um sistema de classificação para serviços ecossistêmicos finais semelhante ao CICES, mas este promove uma distinção mais clara entre serviços ecossistêmicos e benefícios ecossistêmicos (Costanza et al., 2017; La Notte et al., 2017).

A escolha do sistema de classificação mais apropriado deve ser feita com base naquele que se adaptar melhor ao propósito em questão (Spangenberg e Settele, 2010; Heink et al., 2016), ou seja, aquele que tem em consideração se a análise do serviço ecossistémico tem maior foco nos sistemas ecológicos ou nos sistemas socioeconómicos. No entanto, é importante estar consciente das limitações existentes de cada sistema de classificação (La Notte et al., 2017), pois a utilização de uma classificação inadequada pode levar a que existam problemas significativos e robustos nos resultados de pesquisa (Fisher et al., 2009).

Os SE dependem da biodiversidade e das funções ecológicas que caracterizam os ecossistemas, que por sua vez são influenciados pela estrutura da paisagem e pela ocupação e uso do solo. Se os padrões

de paisagem são importantes para garantir a biodiversidade e os processos ecológicos, consequentemente, também são essenciais para a manutenção dos SE intrínsecos à paisagem.

As constantes alterações da ocupação e uso do solo afetam o equilíbrio dos ecossistemas e potencialmente a sua capacidade de oferecer bens e serviços. Deste modo, é importante que os SE sejam integrados na tomada de decisão, particularmente, na prática de planeamento regional e municipal.

## 2.5. Biodiversidade dos Montados

Os montados formam paisagens-culturais, ou seja, sistemas que resultam da ação humana por aproveitamento de recursos como a cortiça, no caso dos montados de sobro, os frutos para a alimentação animal, as pastagens ou as culturas agrícolas que coexistem na mesma área e conferem aos montados o seu carácter agro-silvo-pastoril (APCOR, 2015). Nestes sistemas é típico o mosaico de manchas que alterna pastagens perenes, sistemas agrícolas, manchas florestais de sobreiros e azinheiras e matos mediterrânicos que albergam uma vasta biodiversidade (CM de Avis, 2013a).

Os montados asseguram uma grande biodiversidade natural, incluindo fauna, flora e pastagens diversas, protegendo cerca de 15 000 a 25 000 espécies. Entre estas espécies contam-se alguns endemismos lusitanos, isto é, espécies autóctones e apenas existentes em Portugal, como é o caso da erva sargacinha (*Halimium verticillatum*), da *Leuzea longifolia* ou da *Euphorbia transtagana* e endemismos ibéricos, como é o caso do rato de cabreira (*Microtus cabrerarum*), da águia-imperial ibérica (*Aquila adalberti*) e do lince ibérico (*Lynx pardinus*), sendo que estas duas últimas espécies estão entre as mais ameaçadas da Europa e entre as mais raras do mundo (ICN, 2006; CM de Avis, 2013a; APCOR, 2015).

A Rede Natura 2000 considera os montados de sobro e azinho, designados por Montados de *Quercus* spp. de folha perene, habitats prioritários e alvo de estudos em várias localidades e áreas protegidas. Este esforço de conservação deve-se ao facto albergarem espécies com estatuto especial de conservação como é o caso do sobreiro (*Quercus suber*) e da azinheira (*Quercus rotundifolia*) atribuído pelo Decreto-Lei n.º 169/2001, de 25 de maio, alterado pelo Decreto-Lei n.º 155/2004, de 30 de junho e outras espécies faunísticas e florísticas raras ou em perigo de extinção (CM de Avis, 2013a).

Os montados de sobro e azinho estão associados a um pastoreio extensivo, à produção de mel, à caça e à apanha de cortiça, estando assim profundamente ligados às raízes do povo mediterrânico, à cultura alentejana e à riqueza dos portugueses. É um habitat do qual se pode extrair tudo durante gerações, acompanhando a história da população local, é um exemplo da sustentabilidade pretendida em todos os ecossistemas do Planeta Terra e que é possível alcançar em Portugal, em particular no Alentejo (CM de Avis, 2013a).

### 3. Área de Estudo

#### 3.1. Enquadramento Territorial

A presente dissertação teve como objeto de estudo o concelho de Avis. Este município, situado a aproximadamente 150 quilómetros de Lisboa, localiza-se na região do Alentejo (NUTS II), em Portugal Continental, na sub-região do Alto Alentejo (NUTS III) e no distrito de Portalegre (Figura 3.1).

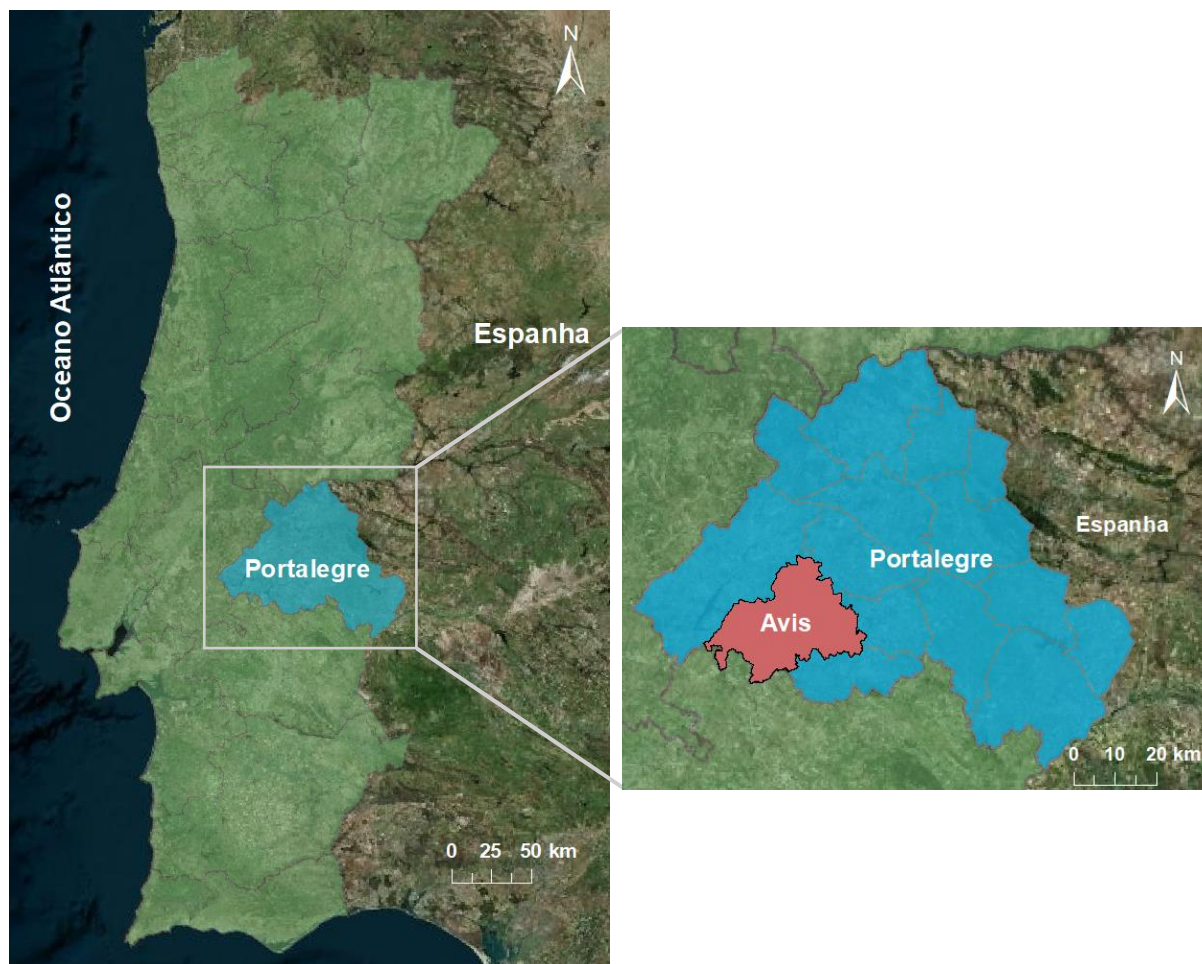


Figura 3.1 - Enquadramento territorial do Distrito de Portalegre em Portugal Continental e do Município de Avis no Distrito de Portalegre. Fonte: adaptado de DGT (2017b).

O município de Avis é constituído por seis freguesias: Aldeia Velha, Avis, Ervedal, Figueira e Barros, União de freguesias de Alcórrego e Maranhão e União de freguesias de Benavila e Valongo. Avis é delimitado pelos concelhos de Ponte de Sor a Norte/Noroeste, Alter do Chão a Norte/Nordeste, Fronteira a Este e, a Sul/Sudeste pelo município de Sousel e a Sul pelo concelho de Mora, pertencente ao distrito de Évora. Segundo a DGT (2017a), o município de Avis apresenta uma área aproximada de 606 km<sup>2</sup> e um perímetro de 178 km.

## 3.2. Caracterização Biofísica

### 3.2.1. Altimetria

A altimetria do concelho de Avis está representada na Figura 3.2. As maiores altitudes encontram-se a norte e sudeste de Avis, enquanto que, as altitudes mais baixas situam-se a oeste e sudoeste e atravessam o concelho.

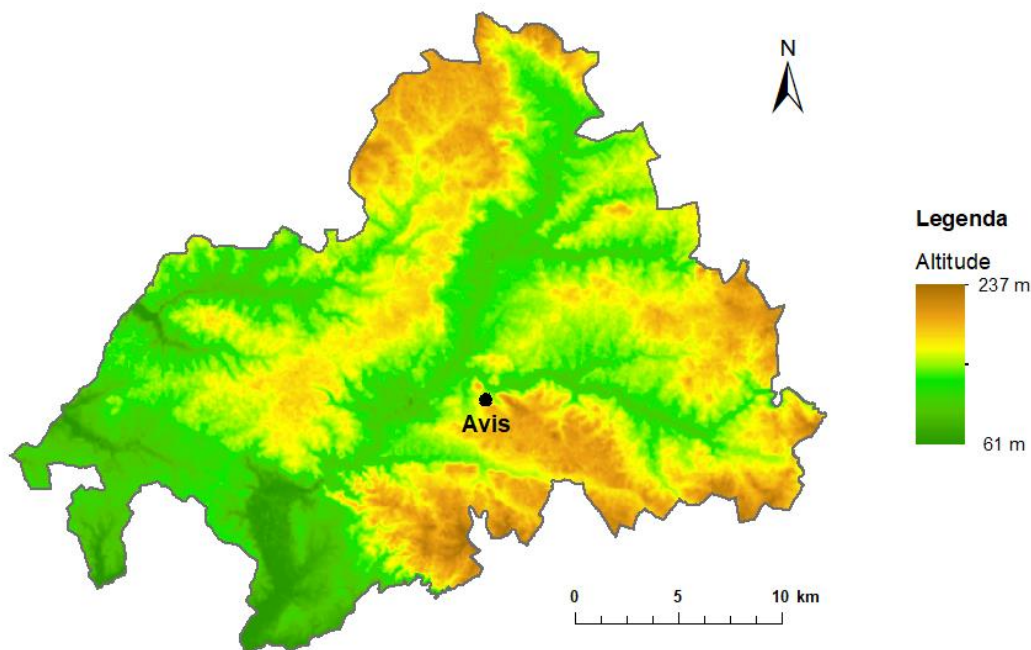


Figura 3.2 - Altimetria do concelho de Avis. Fonte: adaptado de ISA (2018).

Como se pode observar na Figura 3.2, a cota mínima corresponde a 61 metros e a cota máxima a 237 metros. As cotas mais baixas correspondem às linhas de água e à albufeira do Maranhão. As zonas de menor altitude que se encontram no noroeste do concelho são zonas de montado denso e de topografia irregular, inserido no Sítio de Importância Comunitária (SIC) do Cabeção (PTCON0029 do Plano Setorial da Rede Natura 2000). As zonas mais baixas situadas no sudoeste de Avis estão destinadas a zonas de cultivo de regadio com maior facilidade de acesso (CM de Avis, 2013b).

Em relação às cotas com maior altitude, pode-se observar uma faixa de áreas com altitude superior a 200 metros que se situa no sudeste de Avis. A outra faixa que tem características semelhantes percorre o Norte do município. A zona de altitude mais elevada que se encontra a sul do concelho coincide com uma das áreas mais declivosas do concelho, com uma grande concentração de montes e cercada por uma extensão significativa de eucaliptal (CM de Avis, 2013b).

### 3.2.2. Declive

Em relação ao declive (Figura 3.3), o concelho de Avis apresenta um declive pouco acentuado e que varia entre os 0% e os 5%. As áreas onde se observam os declives mais pronunciados são as margens das linhas de água e a zona a sul do município referida anteriormente. Verifica-se, de uma forma geral, que não existe uma grande irregularidade no declive de Avis.

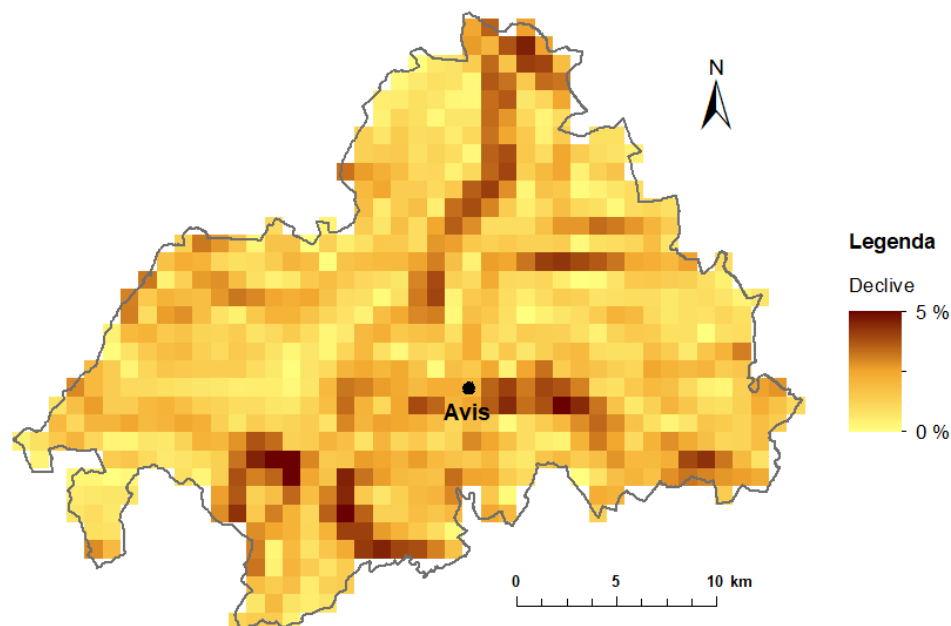


Figura 3.3 - Declive do município de Avis. Fonte: adaptado de ISA (2018).

### 3.2.3.Hidrografia

Todo o concelho insere-se na região hidrográfica do Tejo. A linha de água principal é a Ribeira de Seda que é interrompida, formando a Barragem do Maranhão (SNIRH, 2018). Todas as linhas de água que atravessam o concelho de Avis encontram-se apresentadas na Figura 3.4.

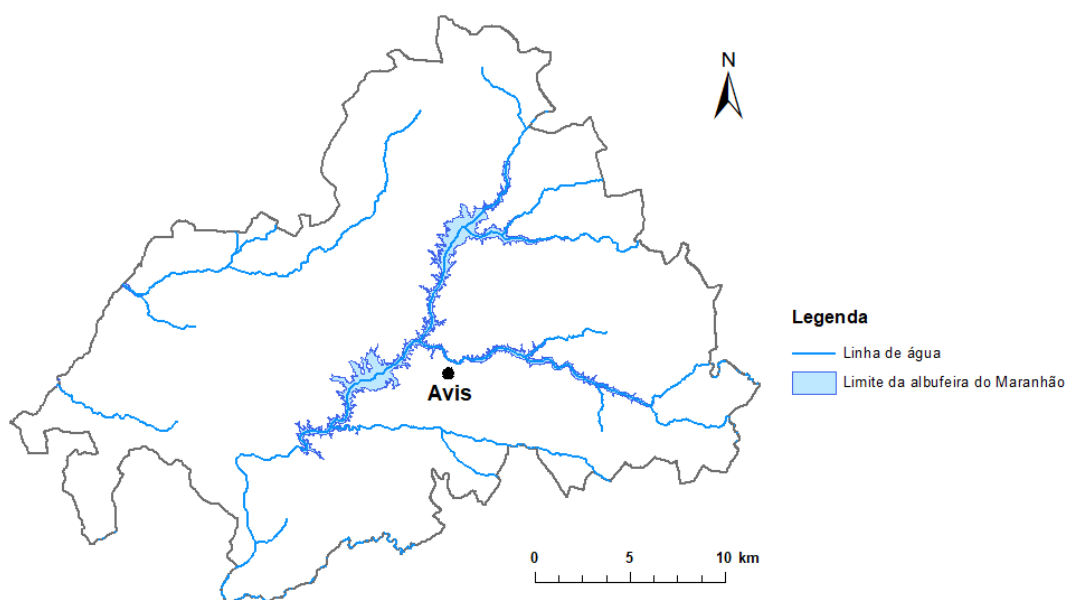


Figura 3.4 - Rede hidrográfica e albufeira do Maranhão do município de Avis. Fonte: adaptado de SNIAmb (2018).

A barragem do Maranhão apresenta uma superfície inundável de 1960 ha e abrange quase todas as freguesias do concelho. A albufeira associada à barragem do Maranhão, tem uma capacidade útil de 180 900 dam<sup>3</sup> e uma cota máxima de 130 m (SNIRH, 2018).



### 3.2.4. Clima

O Município de Avis, segundo a classificação climática de Köppen, encontra-se na região Csa que corresponde a um clima mediterrânico. De acordo com Kottek et al. (2006), o clima Csa é um clima temperado quente. A temperatura mínima varia entre -3 °C e 18 °C, com uma estação seca, sendo a precipitação do mês mais chuvoso do Inverno três vezes superior à precipitação do mês mais seco do Verão, que é inferior a 40 mm, e quente no Verão, período em que a temperatura máxima é superior a 22 °C.

Avis tem uma temperatura média de 16,7 °C (Figura 3.5) e apresenta uma pluviosidade média anual de 674 mm (Figura 3.6). Normalmente, o mês com maior pluviosidade é o de Janeiro e os meses mais quentes e secos são os de Julho e Agosto.

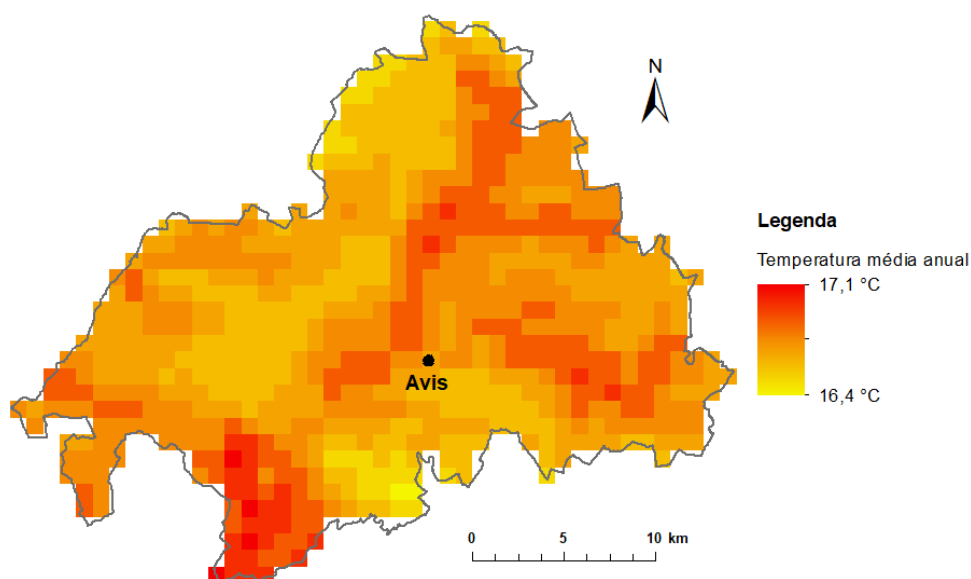


Figura 3.5 - Temperatura média anual de Avis. Fonte: adaptado de WorldClim (2016).

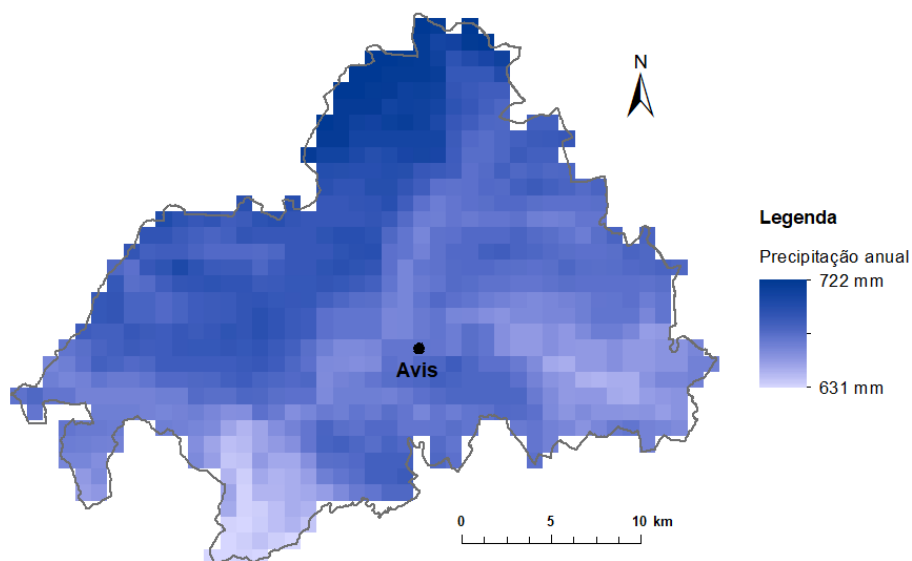


Figura 3.6 - Precipitação anual para o concelho de Avis. Fonte: adaptado de WorldClim (2016).



### 3.2.5. Ocupação do solo

Na paisagem do concelho de Avis verifica-se uma grande diversidade de ocupações do solo (Figura 3.7), onde se destacam três tipos de ocupação do solo, os sistemas agroflorestais (SAF), onde se incluem os montados, os olivais e as florestas de folhosas.

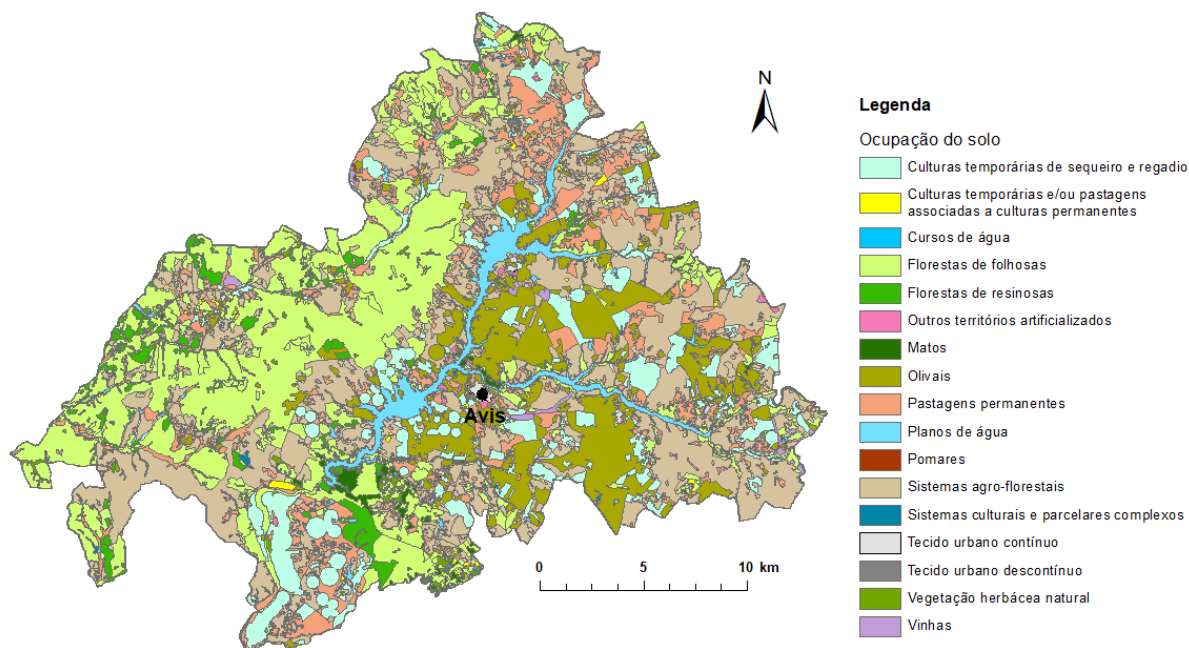


Figura 3.7 - Ocupação do solo no ano de 2015 para o concelho de Avis. Fonte: adaptado de DGT (2018a).

Observando a Figura 3.7, o concelho de Avis apresenta uma floresta de folhosas composta maioritariamente por sobreiros, azinheiras e eucaliptos, com uma área aproximada de 17 285 ha. Uma grande parte desta área agrupa-se numa zona contínua que ocupa a área protegida do Sítio do Cabeção (Figura 3.9). Em relação ao olival, este encontra-se principalmente a este e sudeste do concelho, nas imediações da albufeira do Maranhão, tratando-se sobretudo de olivais do tipo de produção intensiva e super-intensiva (CM de Avis, 2013b), e mais disperso na restante área de estudo.

O tipo de ocupação do solo mais dominante é o montado que se integra nos SAF e que representa cerca de 17 785 ha da área total do município. O montado divide-se em três tipos, o de Sobro, o de Azinho e o de Sobro e Azinho. Estes SAF estão espalhados por todo o concelho, no entanto, as áreas localizadas no Sítio de Cabeção têm regras de manuseamento rigorosas por se tratar de uma área protegida e com características particulares, como o tipo de solo, a densidade de árvores adultas e o tipo de coberto vegetal, patentes na descrição da área do Sítio de Cabeção no dossier da Rede Natura 2000 (CM de Avis, 2013b).

### 3.2.6. Área florestal

O Município de Avis apresenta uma área florestal significativa (Figura 3.8), com cerca de 37 000 ha. A área florestal é constituída pelas florestas de folhosas e de resinosas, pelos SAF, pelos matos e pela vegetação herbácea natural.

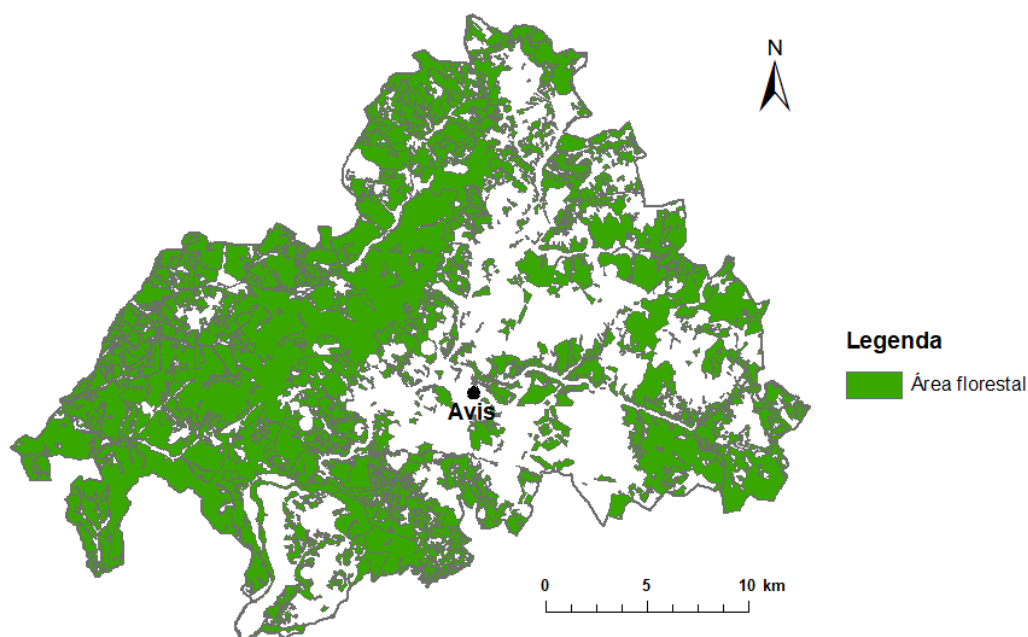


Figura 3.8 – Área florestal do município de Avis. Fonte: adaptado de DGT (2018a).

Os povoamentos florestais estão presentes em todo o concelho, sendo que a área mais contínua representa o Sítio do Cabeção. Observa-se ainda uma transição das áreas mais contínuas para as mais dispersas no sentido Noroeste-Sudeste.

### 3.2.7. Áreas protegidas

O SIC denominado por Sítio do Cabeção integrado na Rede Natura 2000 distribui-se por quatro concelhos, três pertencentes ao distrito de Portalegre (Alter do Chão, Avis e Ponte de Sôr) e um do distrito de Évora (Mora), como se pode observar na Figura 3.9.

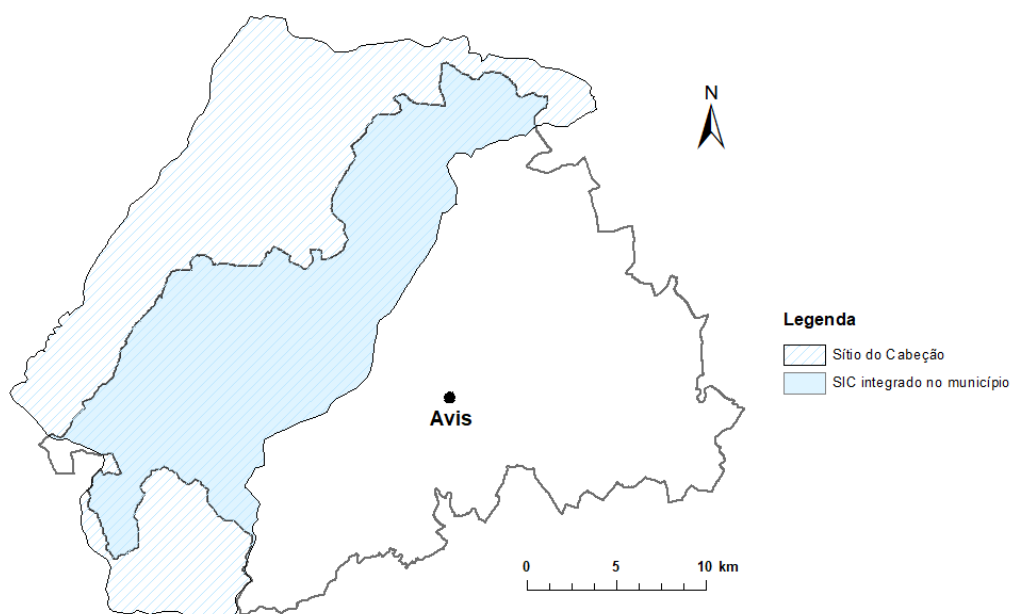


Figura 3.9 – Rede Natura 2000. Fonte: adaptado de ICNF (2017).

O Sítio do Cabeção tem uma área de 48 607 ha com uma representação de 2% em Alter do Chão, de 49% em Avis, de 10% em Mora e de 39% em Ponte de Sôr (ICN, 2006).

Em relação ao Município de Avis, cerca de 39% da sua área total faz parte da Rede Natura 2000 e neste concelho, o Sítio do Cabeção é caracterizado por uma planície pouco ondulada sobre solos arenosos, onde o coberto vegetal é principalmente constituído por montados de sobro e por alguns montados de azinho bem conservados, aos quais está associada uma utilização pecuária extensiva. A área de montado assume um papel relevante na conservação de um endemismo lusitano, *Halimium verticillatum*, vulgarmente conhecida por erva sargacinha (cerca de 60% do total comunitário da espécie é albergado no Sítio do Cabeção), favorecendo a presença do rato de cabreira (*Microtus cabreræ*). De referir ainda a presença de alguns habitats protegidos, como por exemplo, os charcos temporários mediterrânicos e os bosques ripícolas (ICN, 2006; CM de Avis, 2013b).

### 3.2.8. Zonas de proteção especial

As zonas de proteção especial que condicionam ou poderão condicionar a utilização e ocupação territorial de Avis encontram-se apresentadas na Figura 3.10, nomeadamente a Reserva Agrícola Nacional (RAN) e a Reserva Ecológica Nacional (REN).

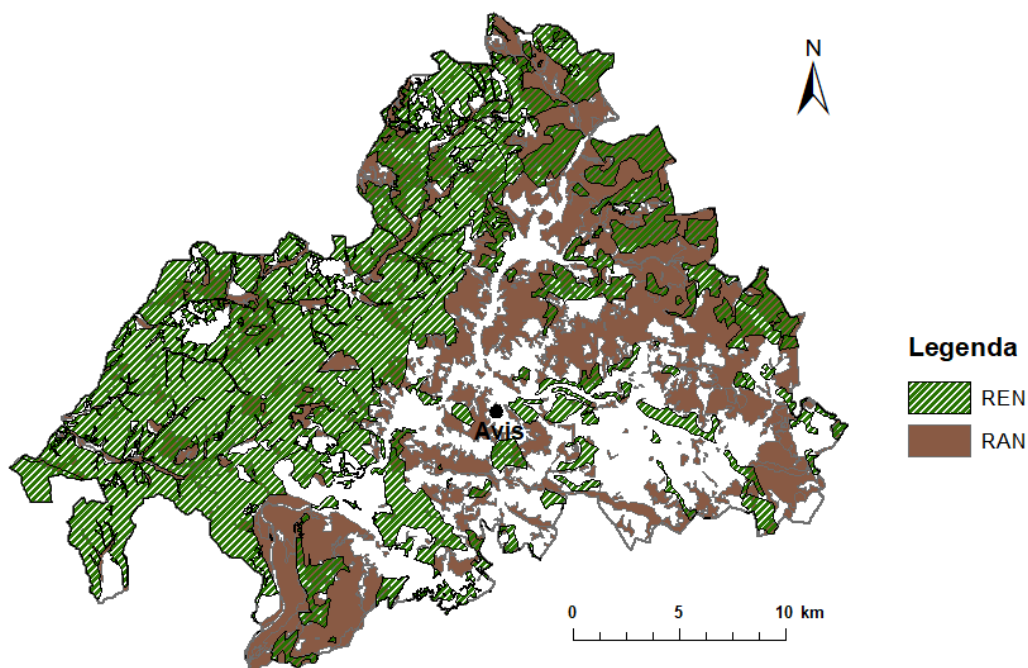


Figura 3.10 - Zonas de proteção especial do Município de Avis. Fonte: adaptado de ISA (2018).

É o Decreto-Lei n.º 73/2009, de 31 de março, alterado pelo Decreto-Lei n.º 199/2015, de 16 de setembro, que regulamenta a RAN, que a define como “o conjunto das áreas que em termos agroclimáticos, geomorfológicos e pedológicos apresentam maior aptidão para a atividade agrícola”. Conforme se verifica na Figura 3.10, no concelho de Avis existe uma área considerável definida na RAN que é indicadora da aptidão agrícola dos solos desta região. A maioria das áreas com maior aptidão encontram-se ao longo das linhas de água, incluindo a albufeira do Maranhão, onde se verificam as cotas mais baixas e na zona nordeste de Avis em altitudes mais elevadas.

Por sua vez, a REN é regulamentada pelo Decreto-Lei n.º 321/1983, de 5 de julho, posteriormente revogado pelo Decreto-Lei n.º 166/2008, de 22 de agosto, definindo-a como “uma estrutura biofísica que integra o conjunto das áreas que, pelo valor e sensibilidade ecológicos ou pela exposição e suscetibilidade perante riscos naturais, são objeto de proteção especial”. Por esta razão, as áreas inseridas na REN terão, tal como no caso da RAN, que ter uma atenção especial na sua utilização, salvaguardando os valores naturais que se pretendem ser defendidos. Todo o município é abrangido pela REN, tal como se pode observar na Figura 3.10. A área mais contínua da REN representa o Sítio do Cabeção. Assim se mostra a importância da preservação e do ordenamento adequado destas áreas.

### 3.2.9. Biodiversidade

O Município de Avis é maioritariamente caracterizado por montados de sobro e azinho que constituem um habitat seminatural derivado, por intervenção antrópica, de um bosque de sobreiros e azinheiras que tem sido lentamente transformado num sistema agro-silvo-pastoril único (CM de Avis, 2013a). Os montados de sobro são um ecossistema muito particular e um dos mais ricos do mundo, apresentam um delicado equilíbrio e subsistem apenas na bacia mediterrânica, sobretudo nas regiões a sul da Península Ibérica e com influência atlântica como é o caso de Portugal. Portugal concentra 34% da área mundial, o correspondente a uma área de 736 000 ha e 23% da floresta nacional, possuindo assim a maior extensão de sobreiros do mundo (APCOR, 2015).

O Município de Avis apresenta diversas manchas de montado de sobro e azinho, em que 39% do concelho é classificado como SIC, denominado por Sítio de Cabeção. Este estatuto deve-se precisamente aos montados de sobro e azinho e a todas espécies da fauna e flora associadas. Os montados presentes em Avis tratam-se de habitats fixos em solos arenosos e ondulados em estreito contacto, muitas das vezes, com a albufeira do Maranhão e charcos temporários. Graças a este enquadramento os montados desta região apresentam a típica paisagem mediterrânica complementada com extensos espelhos de água (CM de Avis, 2013a).

## 3.3. Caracterização Sociodemográfica

### 3.3.1. População residente

Um dos principais indicadores que ajudam a ter a caracterizar a evolução demográfica de uma determinada região é a evolução da respetiva população ao longo de um dado período de tempo. Assim, efetuou-se uma análise à população residente em Avis e na sub-região do Alto Alentejo, entre os anos de 2009 e 2017, como se pode observar na Figura 3.11.

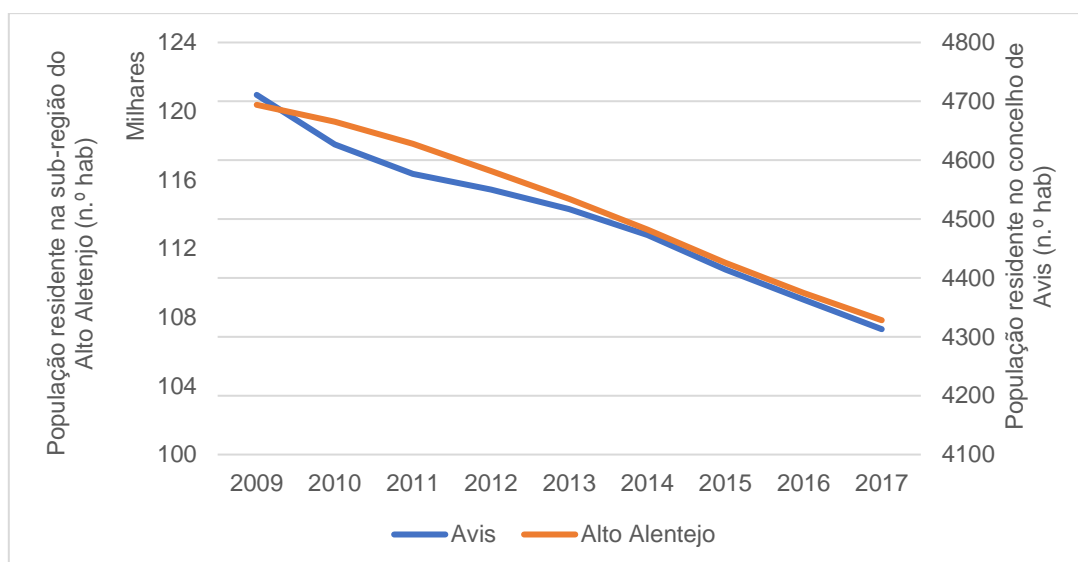


Figura 3.11 - Evolução da população residente na sub-região do Alto Alentejo e no concelho de Avis, entre 2009 e 2017. Fonte: PORDATA (2018e, 2018f).

Na figura verifica-se um decréscimo da população, quer no concelho de Avis (com uma perda de cerca de 17% dos residentes e com tendência a diminuir), quer na sub-região do Alto Alentejo, onde a tendência de diminuição da população ainda é mais significativa.

### 3.3.2. Densidade populacional

A Figura 3.12 representa a densidade populacional da sub-região do Alto Alentejo e do município de Avis.

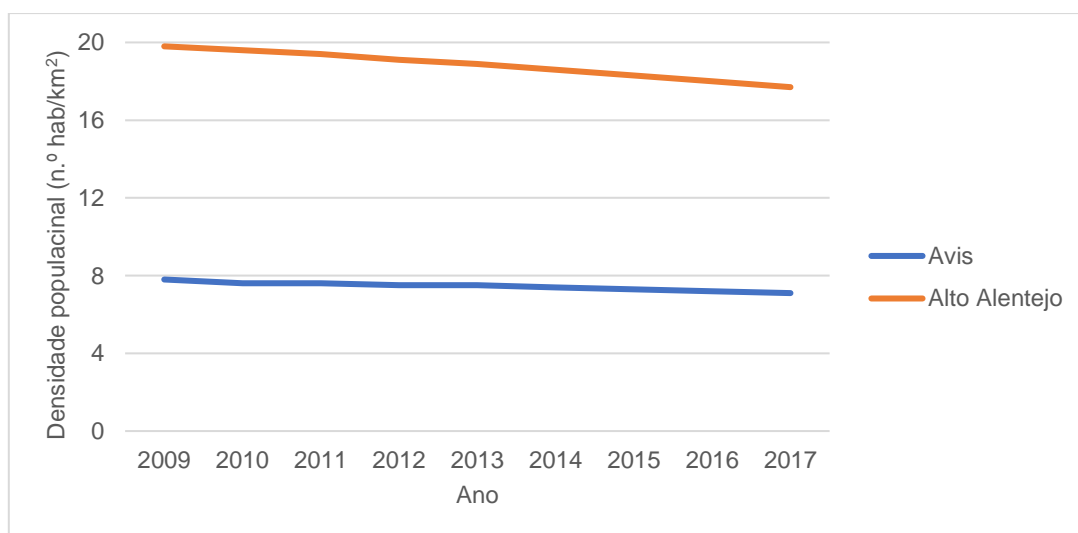


Figura 3.12 - Densidade populacional da sub-região do Alto Alentejo e do município de Avis. Fonte: PORDATA (2018a, 2018b).

No concelho de Avis, entre 2009 e 2017, a densidade populacional refletiu uma ligeira descida, consequência do decréscimo da população residente, apresentada anteriormente. Para a sub-região do Alto Alentejo, verifica-se, também, uma diminuição da densidade populacional, mas mais pronunciada.

### 3.3.3. População residente, por faixa etária

No que diz respeito à população residente por faixas etárias para o Município de Avis, verifica-se ao longo do tempo um decréscimo de todas as faixas, como se pode observar na Figura 3.13.

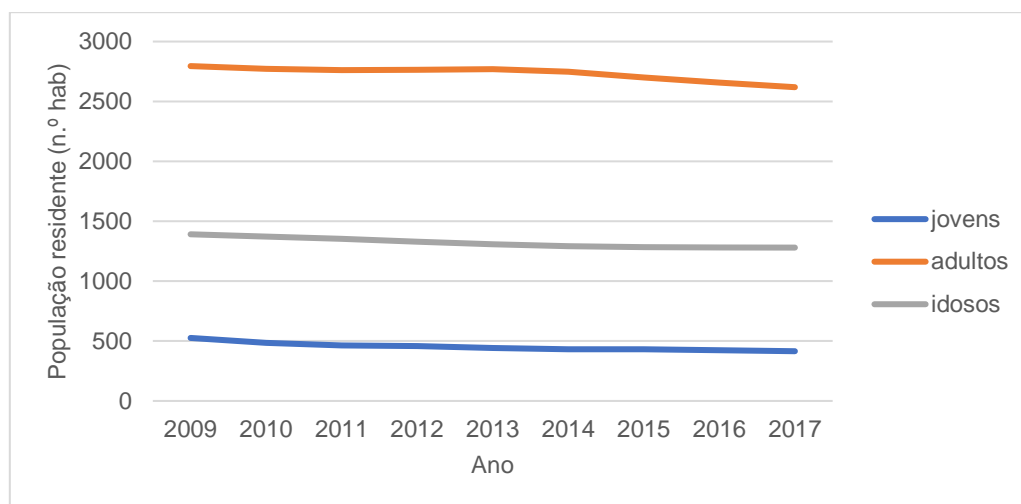


Figura 3.13 - População residente por faixa etária. Fonte: PORDATA (2018d).

De acordo com a Figura 3.13, os três grupos etários apresentam uma redução da população, sendo mais pronunciada no grupo dos adultos, o que significa que o concelho está a ficar despovoado. O grupo que tem maior número de pessoas é o dos adultos, com idades compreendidas entre os 15 e os 64 anos. Em relação aos outros dois grupos, observa-se que existem mais idosos (> 64 anos) do que jovens (menores de 15 anos), ou seja, o concelho tem uma população envelhecida, como se pode comprovar na Figura 3.14.

### 3.3.4. Índice de envelhecimento

O Índice de envelhecimento, apresentado na Figura 3.14, é expresso pela relação entre a população idosa e a população jovem.

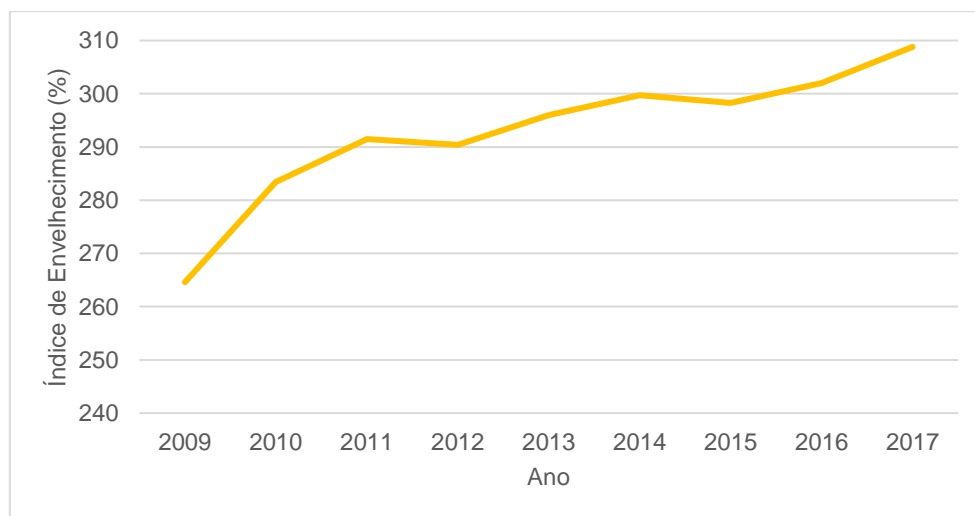


Figura 3.14 - Índice de envelhecimento do município de Avis. Fonte: PORDATA (2018c).

O concelho de Avis apresentou um aumento do índice de envelhecimento, como consequência da distribuição territorial da população residente no interior do país estar a migrar para o litoral, onde se encontram a grande maioria das áreas metropolitanas e das áreas industriais.

### 3.3.5. População empregada por setor de atividade

Relativamente à população empregada, isto é, à população ativa do município de Avis, foi efetuada uma análise à sua distribuição por setor de atividade em 2011, como se pode observar na Figura 3.15.

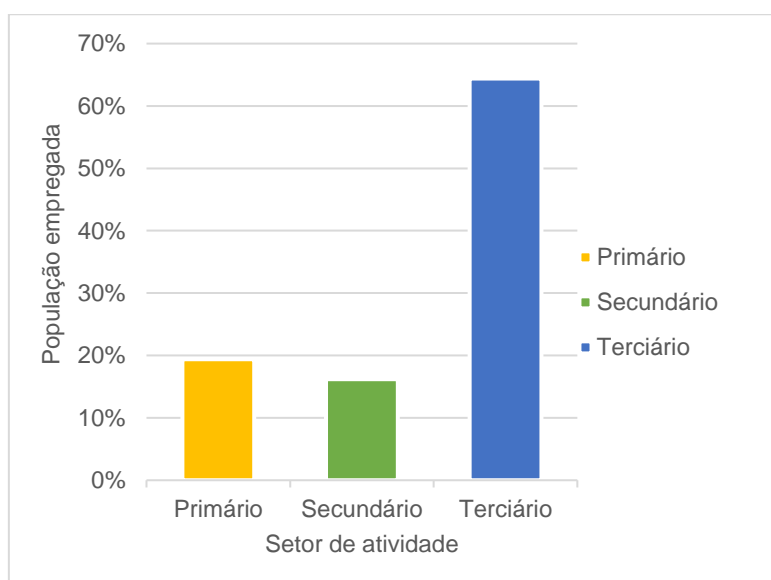


Figura 3.15 - População empregada por setor de atividade no concelho de Avis no ano de 2011. Fonte: PORDATA (2015).

O setor terciário é aquele que empregava mais pessoas, representando 64,4% da população ativa. Os setores primário (19,4%) e secundário (16,2%) são mais ou menos equivalentes, embora o setor primário apresente um maior número de trabalhadores. É previsível que os valores tenham a mesma tendência para os anos consecutivos, mantendo-se o setor terciário com um maior número de população empregada, seguido do setor primário e depois pelo setor secundário.

Para o município de Avis, estes resultados são os espectáveis, visto que o setor terciário é o que emprega mais pessoas a nível nacional e existe um número considerável de pessoas residentes no interior de país que se dedicam às atividades agrícolas, à pecuária e à exploração florestal, o que contribui para que o setor primário empregue mais pessoas do que o setor secundário.





## **4. Metodologia**

### **4.1. Sistemas de informação geográfica**

#### **4.1.1. Enquadramento**

A tecnologia SIG contém ferramentas importantes para capturar, armazenar e processar dados espaciais em larga escala através de mapas, organizando e integrando informações sobre uma área e analisando esses dados para responder a perguntas, isto é, fornecem ao utilizador a capacidade de armazenar, manipular e exibir informações sobre uma região (Greenberg et al., 2002; Farina, 2006). O que separa um SIG de um mero programa de mapeamento é que os dados, geograficamente referenciados, podem vir de muitas fontes e podem ser manipulados e analisados de várias formas (Greenberg et al., 2002). Deste modo, os SIG permitem a exploração de questões espaciais mais sofisticadas do que seria possível apenas com um mapa. Além disso, juntamente com o software atualmente disponível, as pessoas e os recursos necessários para suporte também são partes importantes de um SIG completo (Chrisman, 1997 in Greenberg et al., 2002).

Nas últimas cinco décadas, a tecnologia SIG evoluiu de um conceito para uma ciência, isto é, de uma ferramenta rudimentar para uma plataforma moderna e poderosa. Atualmente, os SIG são aplicados em muitos campos que vão desde as escalas locais até às globais e oferecem às pessoas a capacidade de criar as suas próprias camadas de mapas digitais para ajudar a resolver problemas do mundo real (Farina, 2006; ESRI, 2018b).

#### **4.1.2. Importância do SIG na Ecologia da Paisagem**

Na década de 1970, tornou-se clara a importância de analisar e gerir os processos ecológicos nas escalas espaciais mais amplas. Os cientistas estavam finalmente a interessar-se pelos efeitos dos padrões espaciais nos fenómenos ecológicos, incluindo os padrões e processos nas escalas espaciais mais amplas. Os gestores dos recursos naturais foram cada vez mais desafiados a desenvolver planos de gestão que incorporassem grandes áreas e longos períodos de tempo, bem como a contextualização espacial dos projetos específicos para as suas análises. Apesar da necessidade, a criação e utilização de grandes conjuntos de dados espacialmente explícitos para as análises foram muito difíceis. As ferramentas necessárias para criar, armazenar e manter tais conjuntos de dados simplesmente não existiam. Consequentemente, os cientistas ficaram limitados à sua seleção de tópicos de pesquisa, às escalas espaciais e às hipóteses. Os gestores estavam similarmente limitados ao que poderia ser alcançado com múltiplas sobreposições baseadas em mapas e apresentação de algumas alternativas estáticas, visto que, abordar questões espacialmente explícitas era muito trabalhoso e demorado (Greenberg et al., 2002).

O aparecimento dos SIG revolucionou a ecologia da paisagem e, em particular, a análise espacial. Os SIG tornaram-se uma ferramenta fundamental, especialmente se forem usados como uma plataforma para manipular modelos e dados reais, transferindo informações de análises implícitas para explícitas e os cientistas podem fazer perguntas muito mais sofisticadas e complexas em números e escala do que poderiam até dez anos atrás. Todas as partes interessadas podem aceder e manipular os mesmos

grandes conjuntos de dados e explorar as consequências de longo prazo de várias decisões sobre políticas e projetos, limitados apenas pela criatividade do utilizador do SIG (Greenberg et al., 2002; Farina, 2006).

#### 4.1.3. Softwares existentes

Atualmente, a indústria de SIG oferece uma grande variedade de pacotes de software acessíveis a uma vasta gama de pessoas, desde utilizadores básicos de computadores até investigadores de alto nível e que fornecem diferentes métodos para analisar os padrões de paisagem observados em imagens raster ou vetoriais e detecção remota (Greenberg et al., 2002; Zaragozí et al., 2012), sendo o ArcGIS® um dos mais conhecidos e utilizados no mundo. Dado que existe uma extensa literatura sobre SIG, a presente dissertação só incide nos softwares utilizados.

O software ArcGIS® é uma plataforma de mapeamento e análise de dados espaciais desenvolvida pelo ESRI. O ArcGIS fornece um conjunto abrangente de ferramentas profissionais para compilar, visualizar, analisar, editar, gerenciar e compartilhar dados geográficos. O ArcGIS inclui várias aplicações para realizar os mapas, a edição de dados e as análises de uma forma mais rápida e eficiente, como por exemplo, ArcGIS for Desktop (ESRI, 2018a).

O TerrSet, antigo IDRISI, é um sistema de software geoespacial integrado para monitorar e modelar o sistema terrestre para o desenvolvimento sustentável desenvolvido pela Clark Labs. O sistema TerrSet incorpora as ferramentas *IDRISI GIS Analysis* e *IDRISI Image Processing*, juntamente com diversos recursos, como o LCM (Clark Labs, 2018b).

As ferramentas do *IDRISI GIS Analysis* são a base sobre a qual o TerrSet é construído. O *IDRISI GIS Analysis* é constituído por uma ampla gama de ferramentas analíticas fundamentais para análise de SIG, principalmente orientado para a manipulação de conjuntos de dados geoespaciais raster, embora existam ferramentas tradicionais para atender às necessidades do dia-a-dia profissional SIG, bem como procedimentos avançados para modelação e análise complexas. As características especiais do conjunto de ferramentas do IDRISI incluem um conjunto de procedimentos de decisão multicritério e uma ampla gama de ferramentas para análise estatística, de mudanças e de superfície (Eastman, 2016; Clark Labs, 2018a).

O LCM é um sistema inovador de planeamento do uso e ocupação do solo e suporte a decisões que é totalmente integrado ao software TerrSet. O LCM permite analisar rapidamente a mudança do uso e ocupação do solo, modelar empiricamente os relacionamentos com variáveis explicativas e simular cenários futuros de mudança do uso e ocupação do solo. O LCM também inclui ferramentas especiais para a avaliação das estratégias de mitigação das mudanças climáticas do REDD (Redução de Emissões por Desflorestação e Degradação da Floresta) (Eastman, 2016).

Na presente dissertação, o principal programa utilizado foi o ArcGIS 10.5. O programa IDRISI Selva, em particular o LCM, serviu para complementar a análise da estrutura da paisagem a partir da análise das mudanças do uso e ocupação do solo.

De acordo com Hoechstetter et al. (2008) e Zaragoza et al. (2012), são disponibilizados muitos produtos de software desenvolvidos para calcular métricas de paisagem, com base em dados vetoriais ou rasterizados, como por exemplo, FRAGSTATS (McGarigal e Marks, 1995), Patch Analyst (Rempel et al., 2012) ou V-LATE (Lang e Tiede, 2003).

O FRAGSTATS é considerado um dos softwares mais populares para realizar o cálculo das métricas, projetado para computar uma ampla variedade de métricas de paisagem para padrões de mapas categóricos e foi lançado em domínio público em 1995 (versão 2), e desde aí já teve diversas atualizações, sendo a mais recente em 2015 (McGarigal et al., 2012; McGarigal, 2015). No entanto, devido à necessidade de manipulação dos dados espaciais (Turner et al., 2001), existem muitos módulos integrados em softwares SIG que se baseiam no FRAGSTATS, como por exemplo, as extensões V-LATE e Patch Analyst incluídas no software ArcGIS® produzido pelo ESRI (Zaragoza et al., 2012).

O V-LATE (Lang e Tiede, 2003) é uma extensão vetorial do software ArcGIS® que fornece um conjunto selecionado das métricas mais comuns para cobrir as investigações básicas ecológicas e relacionadas à estrutura. As métricas são organizadas de acordo com os principais aspectos da análise de padrões de paisagem e, portanto, dividem-se em sete categorias diferentes (análise de área, forma, área central, margem, proximidade, diversidade e subdivisão). Estes grupos de métricas descrevem a forma, a configuração e a composição do padrão de paisagem e abrangem os principais aspectos da avaliação estrutural da paisagem. O V-LATE também oferece um pequeno arquivo de ajuda, que descreve brevemente as métricas implementadas (Tiede, 2012).

Em relação às limitações, o V-LATE gera muitos arquivos de texto que incluem métricas repetidas quando o utilizador executa uma análise de classe completa, o que leva a que o utilizador precise de excluir a informação repetida. Alguns índices são gravados na tabela de atributos associada ao ficheiro vetorial e o restante dos resultados é gerado em vários arquivos de texto estruturados, o que faz com que o utilizador tenha de juntar toda a informação relevante (Lang e Tiede, 2003; Zaragoza et al., 2012). Outra restrição é que só trabalha com dados vetoriais de polígonos e não com conjuntos de dados raster (Lang e Langanke, 2005; Langanke et al., 2005).

O Patch Analyst (Rempel et al., 2012) é uma extensão do software ArcGIS® que facilita a análise espacial das manchas de paisagem e a modelação dos atributos associados às manchas. É usado na análise de padrões espaciais e serve de apoio à modelação de habitats, conservação da biodiversidade e gestão florestal. Está disponível em duas versões, Patch analyst e Patch grid, o primeiro utiliza dados vetoriais, enquanto o segundo é para dados raster (Rempel, 2008).

Na minha opinião, a extensão Patch Analyst é menos intuitiva que a extensão V-LATE e como têm muitas semelhanças, na presente dissertação utilizou-se apenas a extensão V-LATE. O software FRAGSTATS também não foi considerado, uma vez que só efetua o cálculo das métricas da paisagem e não faz a manipulação dos dados espaciais.

## 4.2. Apresentação e descrição da metodologia utilizada

Para se efetuar uma análise detalhada das alterações do uso e ocupação do solo do Município de Avis foi necessário fazer um mapeamento da área de estudo ao longo do tempo, de forma a mostrar a sua evolução e as suas consequências na dinâmica da paisagem. A metodologia utilizada para o estudo da evolução espaço-temporal da ocupação do solo e da estrutura da paisagem baseou-se na análise dos dados relativos às transições ocorridas entre os diferentes períodos das cartas CLC disponíveis e dos resultados obtidos a partir do cálculo das métricas da paisagem. De modo a obter os dados foi necessário realizar várias etapas, nomeadamente: a preparação da cartografia base, o cálculo das métricas da paisagem, a determinação das transições ocorridas entre as diversas datas e análise dos resultados e mapas obtidos. O esquema metodológico seguido para a obtenção dos resultados pode ser observado na Figura 4.1.

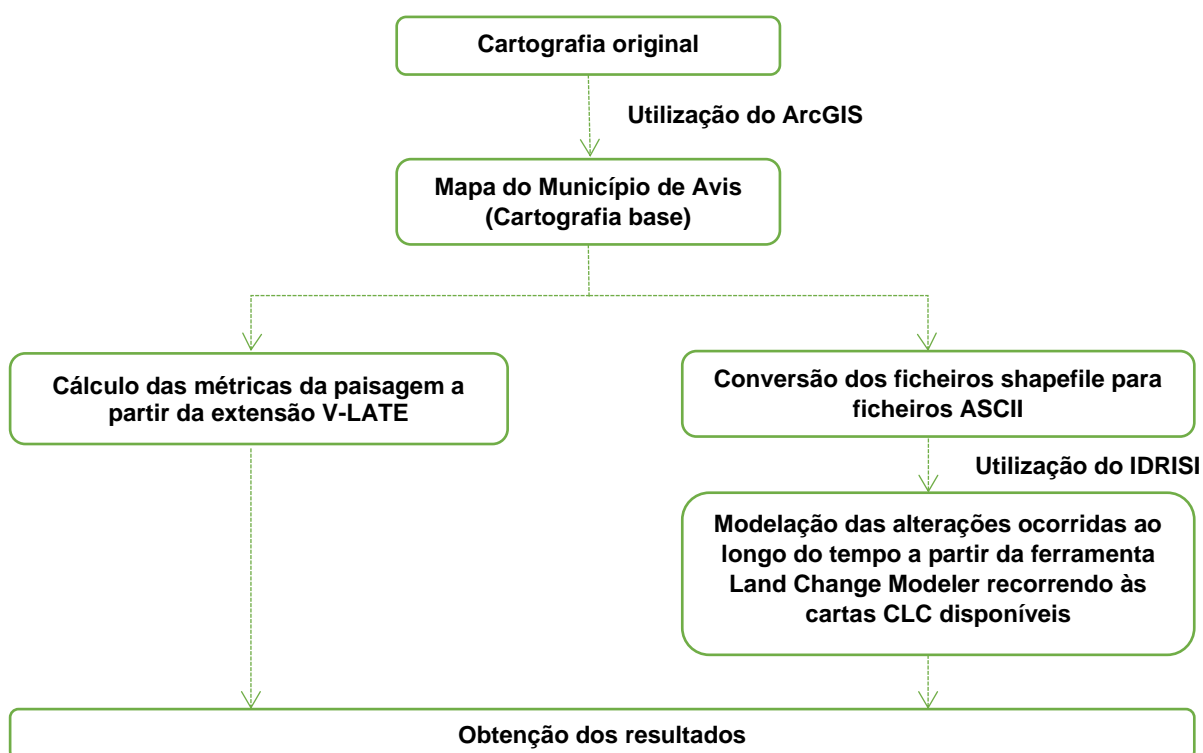


Figura 4.1 – Esquema metodológico utilizado.

Numa primeira fase, com o objetivo de avaliar a evolução espaço-temporal do uso e ocupação do solo no concelho de Avis, foi necessário recorrer a mapas de ocupação do solo, nomeadamente às cartas CLC referentes aos anos de 1990, 2000, 2006 e 2012.

A DGT é a entidade responsável pela produção da cartografia de ocupação e uso do solo para Portugal supramencionada, o CLC. O CLC é uma cartografia europeia produzida pela EEA em coordenação com a DGT, apresenta 44 classes temáticas divididas numa hierarquia de três níveis (Tabela 4.1) e inclui uma série temporal com quatro anos de referência (1990, 2000, 2006 e 2012) (DGT, 2018c).

Tabela 4.1 - Nomenclatura CORINE Land Cover. Fonte: (DGT, 2018d)

| Nível 1                                     | Nível 2  | Nível 3  |
|---|--|--|
| 1 Territórios artificializados              | 1.1 Tecido urbano  | 1.1.1 Tecido urbano contínuo<br>1.1.2 Tecido urbano descontínuo  |
|   | 1.2 Indústria, comércio e transportes  | 1.2.1 Indústria, comércio e equipamentos gerais<br>1.2.2 Redes viárias e ferroviárias e espaços associados<br>1.2.3 Áreas portuárias<br>1.2.4 Aeroportos e aeródromos  |
|   | 1.3 Áreas de extração de inertes, áreas de deposição de resíduos e estaleiros de construção    | 1.3.1 Áreas de extração de inertes<br>1.3.2 Áreas de deposição de resíduos<br>1.3.3 Áreas em construção  |
|   | 1.4 Espaços verdes urbanos, equipamentos desportivos, culturais e de lazer, e zonas históricas | 1.4.1 Espaços verdes urbanos<br>1.4.2 Equipamentos desportivos, culturais e de lazer e zonas históricas  |
|   |  |  |
| 2 Áreas agrícolas e agroflorestais          | 2.1 Culturas temporárias   | 2.1.1 Culturas temporárias de sequeiro<br>2.1.2 Culturas temporárias de regadio<br>2.1.3 Arrozaís  |
|   | 2.2 Culturas permanentes   | 2.2.1 Vinhas<br>2.2.2 Pomares<br>2.2.3 Olivais   |
|   | 2.3 Pastagens permanentes  | 2.3.1 Pastagens permanentes  |
|   | 2.4 Áreas agrícolas heterogéneas   | 2.4.1 Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes<br>2.4.2 Sistemas culturais e parcelares complexos<br>2.4.3 Agricultura com espaços naturais e seminaturais<br>2.4.4 Sistemas agroflorestais |
|   |  |  |
| 3 Florestas e meios naturais e seminaturais | 3.1 Florestas  | 3.1.1 Florestas de folhosas<br>3.1.2 Florestas de resinosas<br>3.1.3 Florestas mistas  |
|   | 3.2 Florestas abertas, vegetação arbustiva e herbácea  | 3.2.1 Vegetação herbácea natural<br>3.2.2 Matos<br>3.2.3 Vegetação esclerófila<br>3.2.4 Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações   |
|   | 3.3 Zonas descobertas e com pouca vegetação  | 3.3.1 Praias, dunas e areais<br>3.3.2 Rocha nua<br>3.3.3 Vegetação esparsa<br>3.3.4 Áreas ardidas<br>3.3.5 Neves e Glaciares   |
|   |  |  |
|   |  |  |
| 4 Zonas húmidas                             | 4.1 Zonas húmidas interiores   | 4.1.1 Pauis<br>4.1.2 Turfeiras   |
|   | 4.2 Zonas húmidas litorais   | 4.2.1 Sapais<br>4.2.2 Salinas e aquicultura litoral<br>4.2.3 Zonas entremarés  |
|   |  |  |
| 5 Corpos de água                            | 5.1 Águas interiores   | 5.1.1 Cursos de água<br>5.1.2 Planos de água   |
|   | 5.2 Águas marinhas e costeiras   | 5.2.1 Lagoas costeiras<br>5.2.2 Desembocaduras fluviais<br>5.2.3 Oceano  |
|   |  |  |

Após a obtenção dos mapas de uso e ocupação do solo foi necessário delimitar a área de estudo e para isso utilizou-se a Carta Administrativa Oficial de Portugal (CAOP) do ano de 2017. A CAOP representa todos os limites dos concelhos de Portugal Continental. Esta informação encontra-se em

formato vetorial e no sistema de coordenadas *European Terrestrial Reference System 1989 – Portugal Transverse Mercator 06*.

As cartas utilizadas para este estudo encontram-se apresentadas na Tabela 4.2, sendo que todas as operações de modelação e tratamento da informação digital necessárias foram desenvolvidas com recurso aos Sistemas de Informação Geográfica, ArcGIS 10.5® (ESRI) e IDRISI Selva (CLARK LABS).

Tabela 4.2 - Cartografia utilizada e suas principais características

| Cartas  | Estrutura            | Escala    | Fonte |
|---|----------------------|-----------|-------|
| <b>Carta Administrativa Oficial de Portugal (CAOP) 2017</b> | Vetorial (Polígonos) | 1/25 000  | DGT   |
| <b>Carta CORINE Land Cover (CLC) 1990</b>                   | Vetorial (Polígonos) | 1/100 000 | DGT   |
| <b>Carta CORINE Land Cover (CLC) 2000</b>                   | Vetorial (Polígonos) | 1/100 000 | DGT   |
| <b>Carta CORINE Land Cover (CLC) 2006</b>                   | Vetorial (Polígonos) | 1/100 000 | DGT   |
| <b>Carta CORINE Land Cover (CLC) 2012</b>                   | Vetorial (Polígonos) | 1/100 000 | DGT   |

Como todas as cartas em formato vetorial estão no mesmo sistema não é preciso efetuar transformações dos sistemas de coordenadas nem de formato.

O primeiro passo envolveu a extração a partir da CAOP, do Município de Avis. Em seguida, todas as cartas de uso e ocupação do solo foram cortadas pelo limite deste município.

#### 4.3. Cálculo das métricas da paisagem

Para realizar o cálculo das métricas da paisagem utilizou-se a extensão gratuita V-LATE (*Vector-based Landscape Analysis Tools Extension*) para o software ArcGIS 10.5®, especialmente desenvolvida para a análise da estrutura da paisagem.

Como mencionado na revisão da literatura, a análise das métricas da paisagem é importante para compreender as alterações da ocupação e uso do solo ocorridas na área de estudo. As principais métricas ao nível da classe e da paisagem utilizadas para a obtenção de resultados da presente dissertação são referidas nas Tabelas 4.3 e 4.4 (McGarigal e Marks, 1994, 1995; Turner et al., 2001; Bock et al., 2005; Falt'an et al., 2011; McGarigal, 2015). Todas as métricas calculadas encontram-se descritas detalhadamente no Anexo I.

As métricas selecionadas foram calculadas para as cartas CLC referentes aos anos de 1990, 2000, 2006 e 2012, para depois ser analisado o seu comportamento ao longo do tempo. Esta análise ajuda a compreender como é que as alterações dos padrões da paisagem influenciam a heterogeneidade, conectividade e biodiversidade existentes numa determinada paisagem.

Tabela 4.3 - Métricas ao nível da classe

| Métrica                                   | Equação  | Unidades     |
|---|--|--------------|
| Proporção da classe ( $p_i$ )             | $p_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} \times 100$   | %            |
| Número de manchas (NP)                    | $NP = n_i$   | adimensional |
| Área da classe (CA)                       | $CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left( \frac{1}{10\,000} \right)$  | ha           |
| Média do tamanho da mancha (MPS)          | $MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left( \frac{1}{10\,000} \right)$   | ha           |
| Desvio padrão do tamanho da mancha (PSSD) | $PSSD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[ a_{ij} - \left( \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \right) \right]^2}{n_i}} \left( \frac{1}{10\,000} \right)$ | ha           |
| Número de áreas centrais (NCA)            | $NCA = \sum_{j=1}^n n_{ij}^c$  | adimensional |
| Área central total (TCA)                  | $TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left( \frac{1}{10\,000} \right)$   | ha           |
| Índice da área central (TCAI)             | $TCAI = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} * 100$   | %            |
| Margem total (TE)                         | $TE = \sum_{k=1}^m e_{ik}$   | m            |
| Margem média da mancha (MPE)              | $MPE = \frac{TE}{NP}$  | m            |
| Média da razão Perímetro/Área (MPAR)      | $MPAR = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{a_{ij}} \right)}{n_i}$   | adimensional |
| Média do índice de forma (MSI)            | $MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi} * a_{ij}} \right)}{n_i}$  | adimensional |
| Dimensão média dos fractais (MFRAC)       | $MFRAC = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right)}{n_i}$  | adimensional |
| Índice de divisão da paisagem (DIVISION)  | $DIVISION = 1 - \sum_{j=1}^n \left( \frac{a_{ij}}{A} \right)^2$  | adimensional |
| Índice de fragmentação (SPLIT)            | $SPLIT = \frac{A^2}{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}$  | adimensional |
| Tamanho efetivo da malha (MESH)           | $MESH = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}{A} \left( \frac{1}{10\,000} \right)$  | ha           |

Tabela 4.4 - Métricas ao nível da paisagem

| Métrica                                    | Equação  | Unidades     |
|--|--|--------------|
| Número total de manchas ( $NP_p$ )         | $NP_p = N$   | adimensional |
| Número de áreas centrais ( $NCA_p$ )       | $NCA_p = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n n_{ij}^c$   | adimensional |
| Área central total ( $TCA_p$ )             | $TCA_p = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left( \frac{1}{10\,000} \right)$                    | ha           |
| Índice da área central ( $TCAI_p$ )        | $TCAI_p = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{A} * 100$                                    | %            |
| Índice de riqueza (PR)                     | $PR = m$   | adimensional |
| Índice diversidade de Shannon (H)          | $H = - \sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)$   | adimensional |
| Índice de uniformidade de Shannon (E)      | $E = \frac{H}{\ln m}$  | adimensional |
| Dominância (D)                             | $D = \ln m - H$  | adimensional |
| Média da razão Perímetro/Área ( $MPAR_p$ ) | $MPAR_p = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{a_{ij}} \right)}{N}$              | adimensional |
| Média do Índice de Forma ( $MSI_p$ )       | $MSI_p = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi} * a_{ij}} \right)}{N}$ | adimensional |
| Dimensão média dos fractais ( $MFRAC_p$ )  | $MFRAC_p = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left( \frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right)}{N}$   | adimensional |
| Densidade da margem (ED)                   | $ED = \frac{E}{A} * 10\,000$   | m/ha         |

#### 4.4. Modelação das alterações do uso e ocupação do solo

Na análise do uso e ocupação do solo, o tempo não pode ser estudado como uma variável contínua, e por isso, foi necessário criar momentos temporais referenciadores para analisar e caracterizar as dinâmicas ocorridas no uso e ocupação do solo. A série temporal divide-se em quatro momentos em função das cartas CLC utilizadas. A análise da evolução do uso e ocupação do solo foi realizada entre 1990 e 2000 (1º momento temporal), entre 2000 e 2006 (2º momento temporal), entre 2006 e 2012 (3º momento temporal) e entre 1990 e 2012 (4º momento temporal).

Para a presente dissertação, realizou-se a análise de mudanças para os períodos de 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 e 1990-2012. O mapeamento das alterações da paisagem e posterior análise das



alterações verificadas no uso e ocupação do solo foi realizado com o auxílio do LCM que está associado ao software IDRISI. Os mapas de uso e ocupação do solo das respectivas datas foram inseridos no LCM, obtendo-se mapas das alterações do uso e ocupação do solo para os períodos em análise. Em seguida, para complementar os mapas foram obtidos gráficos de perdas e ganhos e de variação líquida por categorias.

Foi ainda efetuada a análise dos processos associados às alterações da paisagem, isto é, dos processos de fragmentação para os períodos supramencionados. Esta análise compara dois mapas de ocupação e uso do solo e mede os vários tipos de processos de fragmentação que ocorrem dentro de cada classe de ocupação e uso do solo. No entanto, o processo atribuído a uma classe é uniforme em toda a área de estudo quando se observa o mapa obtido.



## 5. Apresentação e discussão dos resultados

### 5.1. Análise da dinâmica da paisagem

Utilizando a metodologia previamente descrita e após o processamento dos dados, procedeu-se ao estudo da evolução das alterações do uso e ocupação do solo no concelho de Avis para o período entre 1990 e 2012.

Considerando apenas o primeiro nível do CLC, tal como se verifica na Tabela 5.1, as classes de uso e ocupação do solo mais significativas, para os anos de 1990, 2000, 2006 e 2012, são as Áreas agrícolas e agroflorestais e as Florestas e meios naturais e seminaturais, que representam, respetivamente, cerca de 63% e 35% do município de Avis.

Esta primeira análise revela a pouca representatividade dos territórios artificializados em Avis. Estes resultados são expectáveis, visto que a área em estudo é uma zona com baixa densidade populacional. No entanto, verifica-se que a área dos territórios artificializados tem vindo a aumentar, apesar da população do concelho estar a diminuir (Tabela 5.1). A classe dos Corpos de água manteve a sua percentagem de ocupação constante ao longo do tempo de estudo.

Tabela 5.1 – Variação do uso e ocupação do solo relativamente às classes de nível 1 do CORINE Land Cover 1990, 2000, 2006 e 2012.

| Classe  | Ano          |            |              |             |              |            |              |            |
|---|--------------|------------|--------------|-------------|--------------|------------|--------------|------------|
|   | 1990         |            | 2000         |             | 2006         |            | 2012         |            |
|   | Área (ha)    | Área (%)   | Área (ha)    | Área (%)    | Área (ha)    | Área (%)   | Área (ha)    | Área (%)   |
| Nível 1                                       |              |            |              |             |              |            |              |            |
| 1 – Territórios artificializados              | 121          | 0          | 132          | 0           | 140          | 0          | 161          | 0          |
| 2 – Áreas agrícolas e agroflorestais          | 37588        | 62         | 37809        | 62          | 36629        | 60         | 40503        | 67         |
| 3 – Florestas e meios naturais e seminaturais | 21679        | 36         | 21507        | 35          | 22618        | 37         | 18480        | 30         |
| 5 – Corpos de água                            | 1209         | 2          | 1148         | 2           | 1209         | 2          | 1452         | 2          |
| <b>Total</b>                                  | <b>60597</b> | <b>100</b> | <b>60597</b> | <b>100%</b> | <b>60597</b> | <b>100</b> | <b>60597</b> | <b>100</b> |

Analisando com mais detalhe o uso e ocupação do solo para o período mencionado através das cartas CLC (Figura 5.1) elaborou-se a Tabela 5.2 para perceber quais as classes de nível 3 que têm maior representatividade espacial no território em estudo.

Como mencionado no Capítulo 4, a nomenclatura da CLC obedece a uma hierarquia que representa o uso/ocupação do solo em diferentes níveis temáticos. A descrição de todas as classes da nomenclatura CLC dos diversos níveis de detalhe é apresentada no Anexo II.

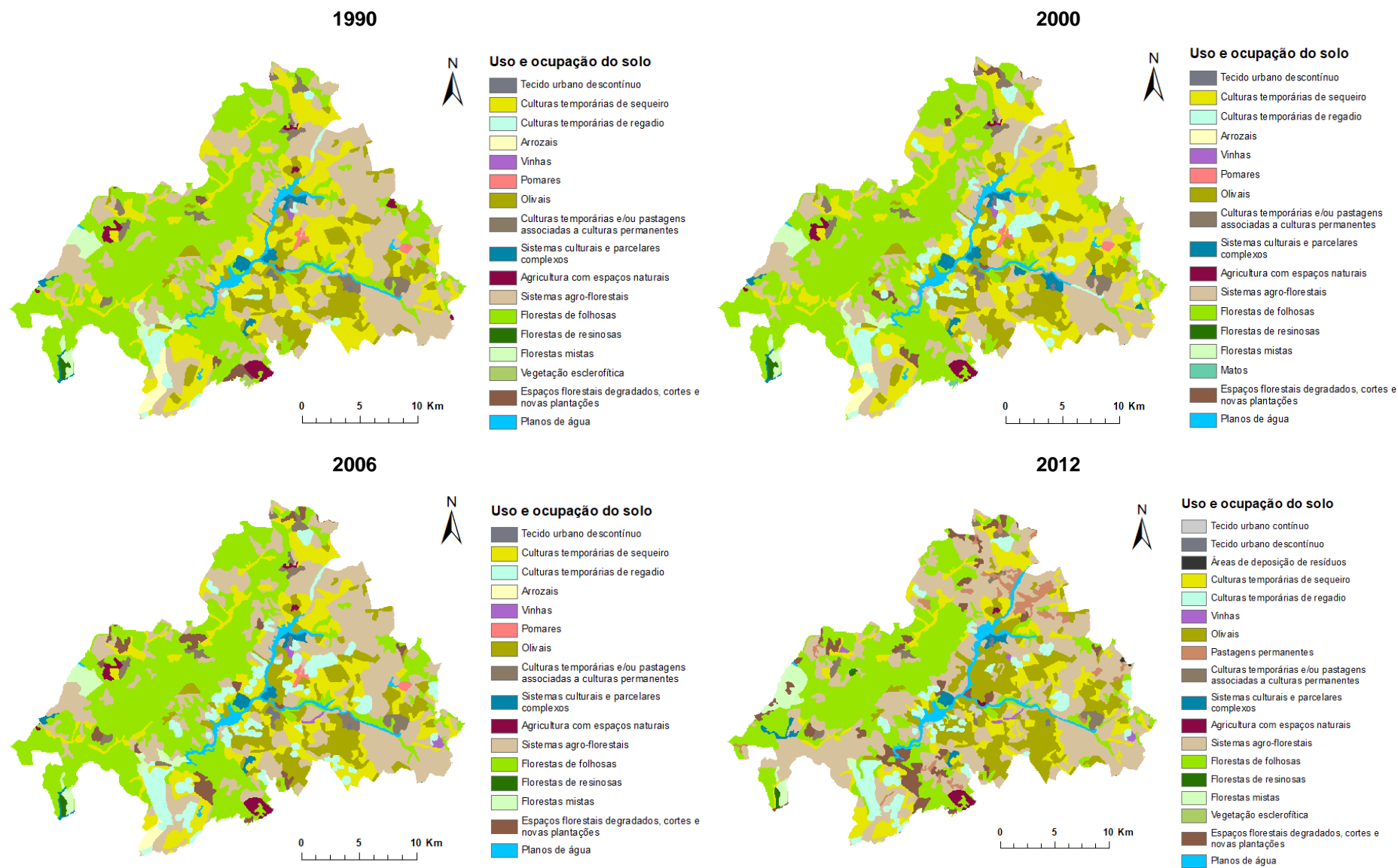


Figura 5.1 - Uso e ocupação do solo para os anos 1990, 2000, 2006 e 2012.

Tabela 5.2 - Variação do uso e ocupação do solo relativamente às classes de nível 3 do CORINE Land Cover 1990, 2000, 2006 e 2012.

| Classe  | Ano          |            |              |            |              |            |              |            |
|---|--------------|------------|--------------|------------|--------------|------------|--------------|------------|
| Nível 3   | 1990         |            | 2000         |            | 2006         |            | 2012         |            |
|   | Área (ha)    | Área (%)   | Área (ha)    | Área (%)   | Área (ha)    | Área (%)   | Área (ha)    | Área (%)   |
| 1.1.1 – Tecido urbano contínuo  | 0            | 0,0        | 0            | 0,0        | 0            | 0,0        | 79           | 0,1        |
| 1.1.2 – Tecido urbano descontínuo   | 121          | 0,2        | 132          | 0,2        | 140          | 0,2        | 60           | 0,1        |
| 1.3.2 – Áreas de deposição de resíduos  | 0            | 0,0        | 0            | 0,0        | 0            | 0,0        | 22           | 0,0        |
| 2.1.1 – Culturas temporárias de sequeiro                                      | 11874        | 19,6       | 13210        | 21,8       | 8630         | 14,2       | 6675         | 11,0       |
| 2.1.2 – Culturas temporárias de regadio                                       | 1087         | 1,8        | 3401         | 5,6        | 4282         | 7,1        | 3116         | 5,1        |
| 2.1.3 – Arrozais  | 495          | 0,8        | 379          | 0,6        | 247          | 0,4        | 0            | 0,0        |
| 2.2.1 – Vinhas  | 45           | 0,1        | 45           | 0,1        | 159          | 0,3        | 173          | 0,3        |
| 2.2.2 – Pomares   | 181          | 0,3        | 181          | 0,3        | 181          | 0,3        | 0            | 0,0        |
| 2.2.3 – Olivais   | 5548         | 9,2        | 5375         | 8,9        | 5274         | 8,7        | 7697         | 12,7       |
| 2.3.1 – Pastagens permanentes   | 0            | 0,0        | 0            | 0,0%       | 0            | 0,0        | 1449         | 2,4        |
| 2.4.1 – Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes | 1068         | 1,8        | 875          | 1,4        | 1066         | 1,8        | 665          | 1,1        |
| 2.4.2 – Sistemas culturais e parcelares complexos                             | 571          | 0,9        | 846          | 1,4        | 571          | 0,9        | 499          | 0,8        |
| 2.4.3 – Agricultura com espaços naturais e seminaturais                       | 543          | 0,9        | 411          | 0,7        | 439          | 0,7        | 281          | 0,5        |
| 2.4.4 – Sistemas agroflorestais (SAF)   | 16177        | 26,7       | 13085        | 21,6       | 15780        | 26,0       | 19947        | 32,9       |
| 3.1.1 – Florestas de folhosas   | 20190        | 33,3       | 19912        | 32,9       | 20334        | 33,6       | 14842        | 24,5       |
| 3.1.2 – Florestas de resinosas  | 95           | 0,2        | 95           | 0,2        | 82           | 0,1        | 104          | 0,2        |
| 3.1.3 – Florestas mistas  | 1023         | 1,7        | 1023         | 1,7        | 959          | 1,6        | 1120         | 1,8        |
| 3.2.2 – Matos   | 0            | 0,0        | 32           | 0,1        | 0            | 0,0        | 0            | 0,0        |
| 3.2.3 – Vegetação esclerófila   | 64           | 0,1        | 0            | 0,0        | 0            | 0,0        | 8            | 0,0        |
| 3.2.4 – Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações              | 306          | 0,5        | 444          | 0,7        | 1243         | 2,1        | 2407         | 4,0        |
| 5.1.2 – Planos de água  | 1209         | 2,0        | 1148         | 1,9        | 1209         | 2,0        | 1452         | 2,4        |
| <b>Total</b>  | <b>60597</b> | <b>100</b> | <b>60597</b> | <b>100</b> | <b>60597</b> | <b>100</b> | <b>60597</b> | <b>100</b> |

De acordo com a Figura 5.1 e a Tabela 5.2, as classes de uso e ocupação do solo mais significativas, para os anos 1990, 2000, 2006 e 2012, são os SAF e as florestas de folhosas, que representam respetivamente cerca de 27% e 31% da área do município. É ainda relevante referir que as culturas temporárias de sequeiro têm vindo a decrescer desde 2000 e que os olivais no ano de 2012 tiveram um aumento de 4% em relação ao ano de 2006.

Nos territórios artificializados (classe de Nível 1), a classe mais relevante é o tecido urbano descontínuo. Para esta classe ocorreu um aumento nos anos 2000 e 2006. No ano 2012 houve uma parte da área ocupada que transitou para a classe tecido urbano contínuo, uma vez que a área urbana passou a ter uma superfície impermeabilizada superior ou igual a 80%.

Para as áreas agrícolas e agroflorestais (classe de Nível 1), a classe com maior importância espacial é a classe culturas temporárias de sequeiro que teve um acréscimo no ano 2000. Contudo, nos anos seguintes esta classe sofreu uma queda de 10,8%. Os olivais que até 2006 se tinham mantido estáveis, em 2012 tiveram um crescimento de 4%. Os SAF sofreram um decréscimo em 2000, sendo este o ano com menor área ocupada, mas recuperaram e, em 2012, ocupavam a maior área do concelho de Avis. Em 2012, as classes que deixaram de ter qualquer expressão no território foram os arrozais e os pomares, dando lugar a outras classes, como por exemplo, às pastagens permanentes e aos olivais.

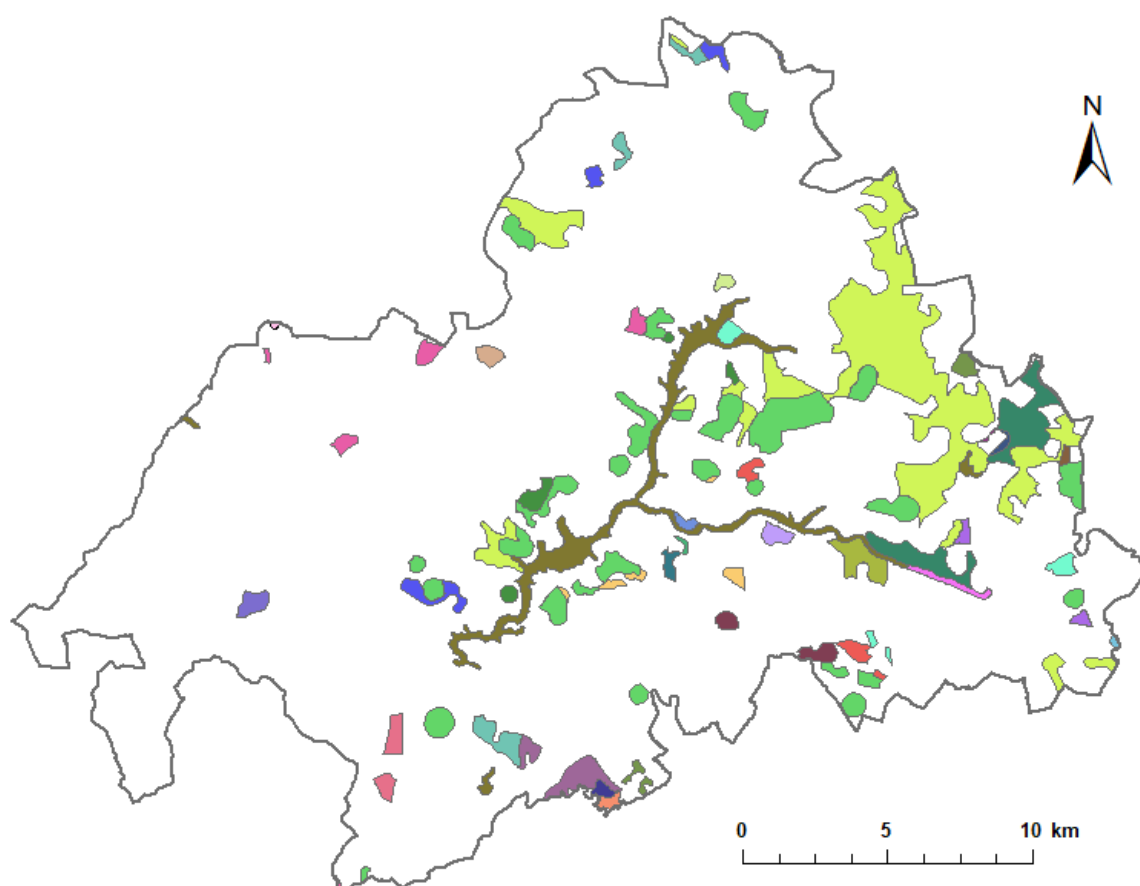
Nas florestas e espaços naturais e seminaturais (classe de Nível 1) é a classe das florestas de folhosas que mais se destaca, sendo constituída, maioritariamente, por sobreiros e azinheiras. As classes com menor representatividade são os matos e a vegetação esclerófila. Ao nível das alterações das florestas (classe de Nível 1) é visível uma perda da vegetação esclerófila, dos matos e das florestas de resinosas para as florestas de folhosas e para os espaços florestais degradados, cortes e novas plantações.

Ao nível dos corpos de água, a única classe representada são os planos de água, que se mantêm praticamente estáveis ao longo do tempo.

## 5.2. Análise das transições do uso e ocupação do solo

Para uma melhor compreensão da evolução do uso e ocupação do solo no município de Avis foram determinadas as transições entre 1990 e 2000 (1º momento temporal), entre 2000 e 2006 (2º momento temporal), entre 2006 e 2012 (3º momento temporal) e entre 1990 e 2012 (4º momento temporal). Os resultados das transições são apresentados através de vários mapas (Figuras 5.2, 5.4, 5.6 e 5.8), apenas para os casos que apresentam área igual ou superior a um hectare. Os mapas com todas as transições ocorridas nos momentos temporais anteriormente referidos e as áreas referentes a cada transição encontram-se no Anexo III e Anexo IV, respetivamente.

De acordo com a Figura 5.2, entre 1990 e 2000, a área que sofreu alterações foi de 9 369 ha, o que representa 15% da área total. As transições mais representativas ocorreram dos SAF para as culturas temporárias de sequeiro (3 374 ha), das culturas temporárias de sequeiro para as culturas temporárias de regadio (2 017 ha) e dos planos de água para os espaços florestais degradados, cortes e novas plantações (1 147 ha), representando 11% da área total.



#### Legenda

|   |   |
|---|---|
| Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias de sequeiro  | Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Sistemas agroflorestais |
| Agricultura com espaços naturais to Florestas de folhosas   | Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Vegetação esclerófila   |
| Agricultura com espaços naturais to Sistemas agroflorestais   | Florestas de folhosas to Culturas temporárias de sequeiro                           |
| Arrozaais to Culturas temporárias de regadio  | Florestas de folhosas to Sistemas agroflorestais                                    |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Culturas temporárias de sequeiro          | Florestas de folhosas to Vegetação esclerófila                                      |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Sistemas culturais e parcelares complexos | Olivais to Culturas temporárias de regadio  |
| Culturas temporárias de regadio to Culturas temporárias de sequeiro   | Olivais to Culturas temporárias de sequeiro   |
| Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes          | Olivais to Sistemas culturais e parcelares complexos                                |
| Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias de regadio   | Olivais to Tecido urbano desconínuo   |
| Culturas temporárias de sequeiro to Florestas de folhosas   | Planos de água to Culturas temporárias de regadio                                   |
| Culturas temporárias de sequeiro to Olivais   | Planos de água to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações          |
| Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas agroflorestais   | Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de regadio                          |
| Culturas temporárias de sequeiro to Vegetação esclerófila   | Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de sequeiro                         |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Culturas temporárias de sequeiro                        | Sistemas agroflorestais to Florestas de folhosas                                    |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Florestas de folhosas                                   | Sistemas agroflorestais to Sistemas culturais e parcelares complexos                |
|   | Vegetação esclerófila to Florestas de folhosas                                      |
|   | Vegetação esclerófila to Matos  |

Figura 5.2 - Transições para o período 1990-2000 para o caso de áreas superiores a um hectare.

Embora não apresentem transições significativas as florestas de folhosas são a classe que constitui a matriz da paisagem, seguidas dos SAF, culturas temporárias de sequeiro e olivais. Além da dominância no referente à dimensão espacial, as florestas de folhosas e as culturas temporárias de sequeiro possuem elevada importância a nível da estrutura da paisagem devido ao seu elevado grau de conectividade. Em relação aos SAF, devido à perda de área para as culturas temporárias de sequeiro, apresentam uma maior fragmentação no ano de 2000.

Apesar das transições ocorridas verifica-se que não houve uma grande fragmentação da paisagem no período 1990-2000, relevando uma paisagem heterogênea, mas bastante conectada, o que se traduz numa boa possibilidade de manutenção da biodiversidade na área de estudo.

Analisando a Figura 5.3 verifica-se que entre 1990 e 2000 foram as classes relativas às culturas temporárias de sequeiro e de regadio que mais se expandiram, o que significa que neste período existiu um aumento da atividade agrícola. Pelo contrário, os SAF foram a classe que mais área perdeu neste período.

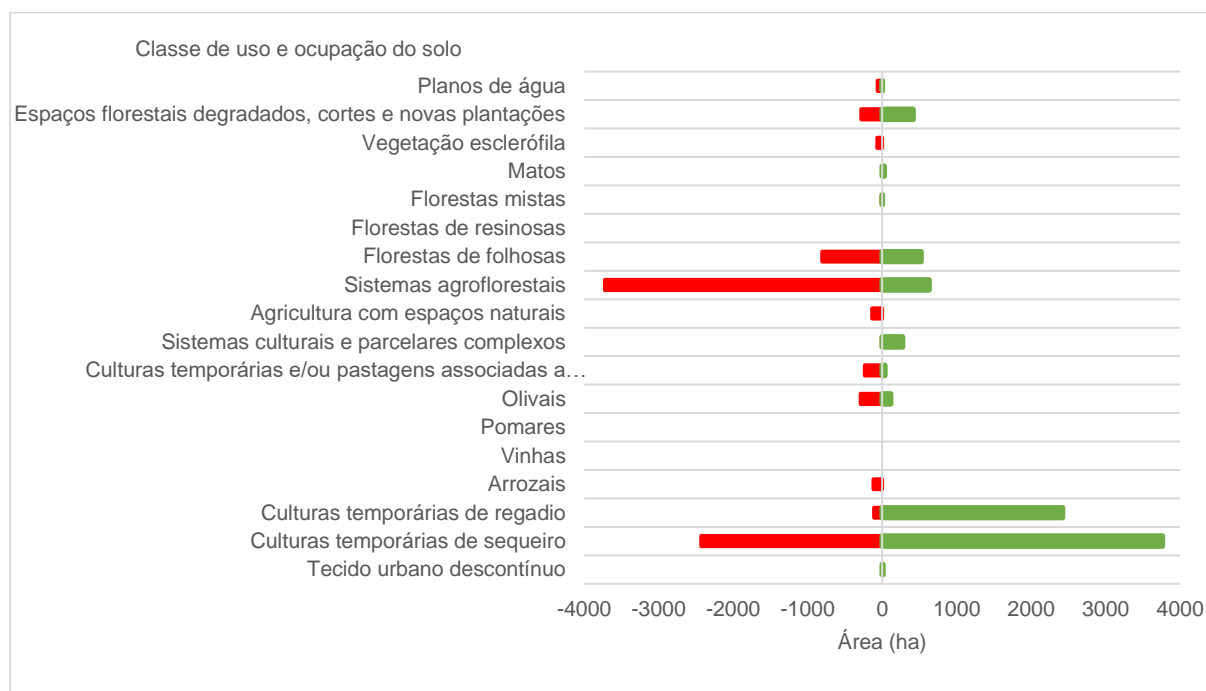


Figura 5.3 - Evolução do uso e ocupação do solo entre 1990 e 2000.

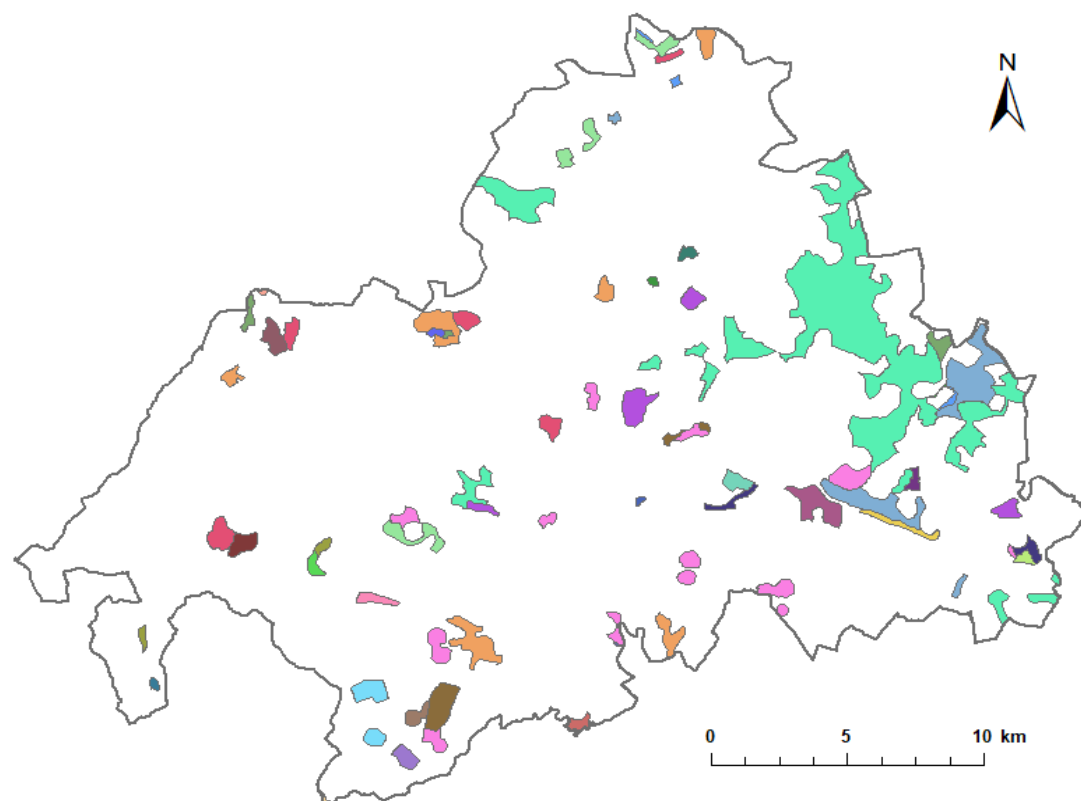
Observando a Figura 5.4, verifica-se que no período 2000-2006 houve uma menor área que sofreu transição (cerca de 7 194 ha) o que representa 12% da área total, menos 3% que no período anterior. As maiores transições ocorreram das culturas temporárias de sequeiro para os SAF (3 344 ha), dos SAF para as florestas de folhosas (619 ha) e das culturas temporárias de sequeiro para as culturas temporárias de regadio (584 ha), representando 8% da área total.

Tal como no período 1990-2000, as florestas de folhosas continuam a ser a classe que constitui maioritariamente a matriz da paisagem, juntamente com os SAF, as culturas temporárias de sequeiro



e os olivais. Os SAF voltaram a recuperar a maior parte da área perdida em 2000, contribuindo assim para a diminuição da área das culturas temporárias de sequeiro.

No período 2000-2006 houve poucas alterações, o que se traduz numa fragmentação da paisagem pouco significativa, mantendo-se a heterogeneidade e a conectividade da paisagem.



#### Legenda

|  |   |
|--|---|
| Arrozais to Culturas temporárias de regadio  | Florestas mistas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações  |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações | Florestas mistas to Florestas de folhosas   |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Tecido urbano descontínuo                                | Matos to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações   |
| Culturas temporárias de regadio to Planos de água  | Olivais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                                   |
| Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                         | Olivais to Culturas temporárias de regadio  |
| Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias de regadio  | Olivais to Culturas temporárias de sequeiro   |
| Culturas temporárias de sequeiro to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                       | Olivais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações   |
| Culturas temporárias de sequeiro to Florestas de folhosas  | Olivais to Florestas de folhosas  |
| Culturas temporárias de sequeiro to Olivais  | Sistemas agroflorestais to Agricultura com espaços naturais   |
| Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas agroflorestais  | Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de regadio  |
| Culturas temporárias de sequeiro to Vinhas   | Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de sequeiro   |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Florestas de folhosas  | Sistemas agroflorestais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                 |
| Florestas de folhosas to Culturas temporárias de regadio   | Sistemas agroflorestais to Florestas de folhosas  |
| Florestas de folhosas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações  | Sistemas culturais e parcelares complexos to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes |
| Florestas de folhosas to Sistemas agroflorestais   | Sistemas culturais e parcelares complexos to Olivais  |
| Florestas de resinosas to Florestas mistas   | Sistemas culturais e parcelares complexos to Sistemas agroflorestais  |
|  | Sistemas culturais e parcelares complexos to Vinhas   |

Figura 5.4 - Transições para o período 2000-2006 para o caso de áreas superiores a um hectare.

Após a análise da Figura 5.5, verifica-se que as áreas agrícolas, principalmente as culturas temporárias de sequeiro, tiveram um decréscimo acentuado entre 2000-2006, enquanto que os SAF tiveram um aumento considerável, conseguindo recuperar grande parte da área perdida entre 1990-2000. As florestas de folhosas não só recuperaram a área perdida como ganharam novas áreas. Os espaços florestais degradados, cortes e novas plantações apresentam um incremento, possivelmente devido aos incêndios que ocorreram em 2005 (DGRF, 2006).

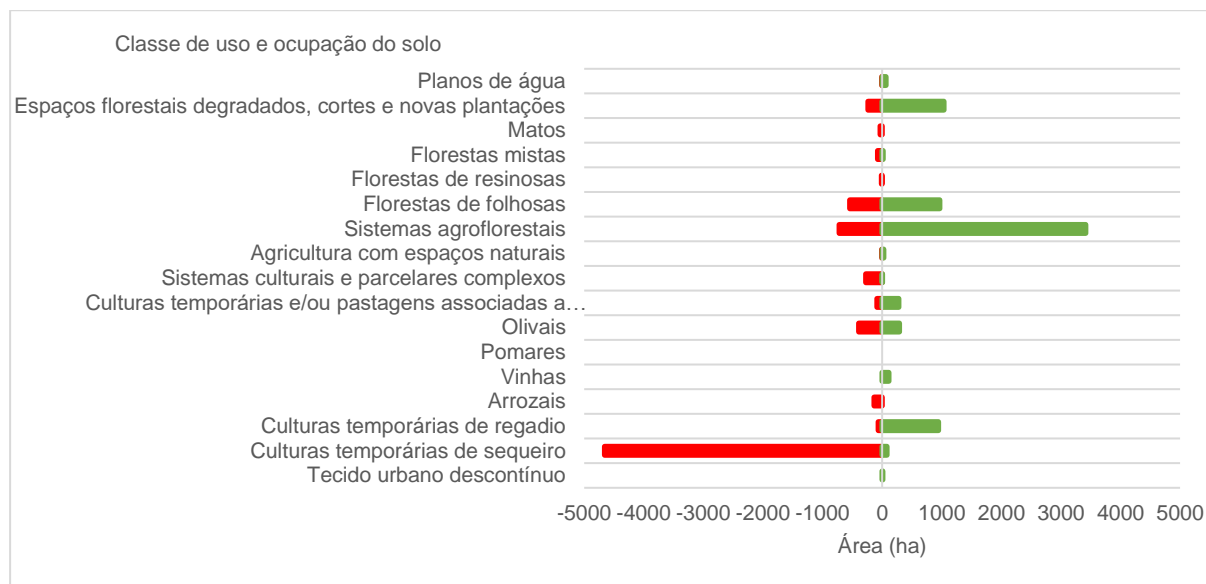


Figura 5.5 - Evolução do uso e ocupação do solo entre 2000 e 2006.

Observando as transições ocorridas no período 2006-2012 (Figura 5.6), verifica-se que existiram muitas alterações no território em estudo, que contabilizam cerca de 28% da área total (aproximadamente 17 002 ha). A paisagem teve o dobro da área total alterada, em comparação com os períodos de tempo anteriormente analisados, facto que resultou numa maior fragmentação.

As transições mais representativas ocorreram entre as florestas de folhosas e os SAF (5 751 ha), as culturas temporárias de sequeiro e os SAF (1 263 ha), as culturas temporárias de regadio e os olivais (951 ha) e, as culturas temporárias de sequeiro e os olivais (893 ha), representando 15% da área total do concelho.

Como analisado nos períodos anteriores, as florestas de folhosas são a classe que constitui maioritariamente a matriz da paisagem, juntamente com os SAF e os olivais. Houve uma expansão significativa dos olivais e dos SAF, enquanto que, ocorreu uma perda da área ocupada pelas florestas de folhosas.

No período em análise (2006-2012) ocorreram muitas alterações consideráveis, causando uma fragmentação e perda de conectividade da paisagem.

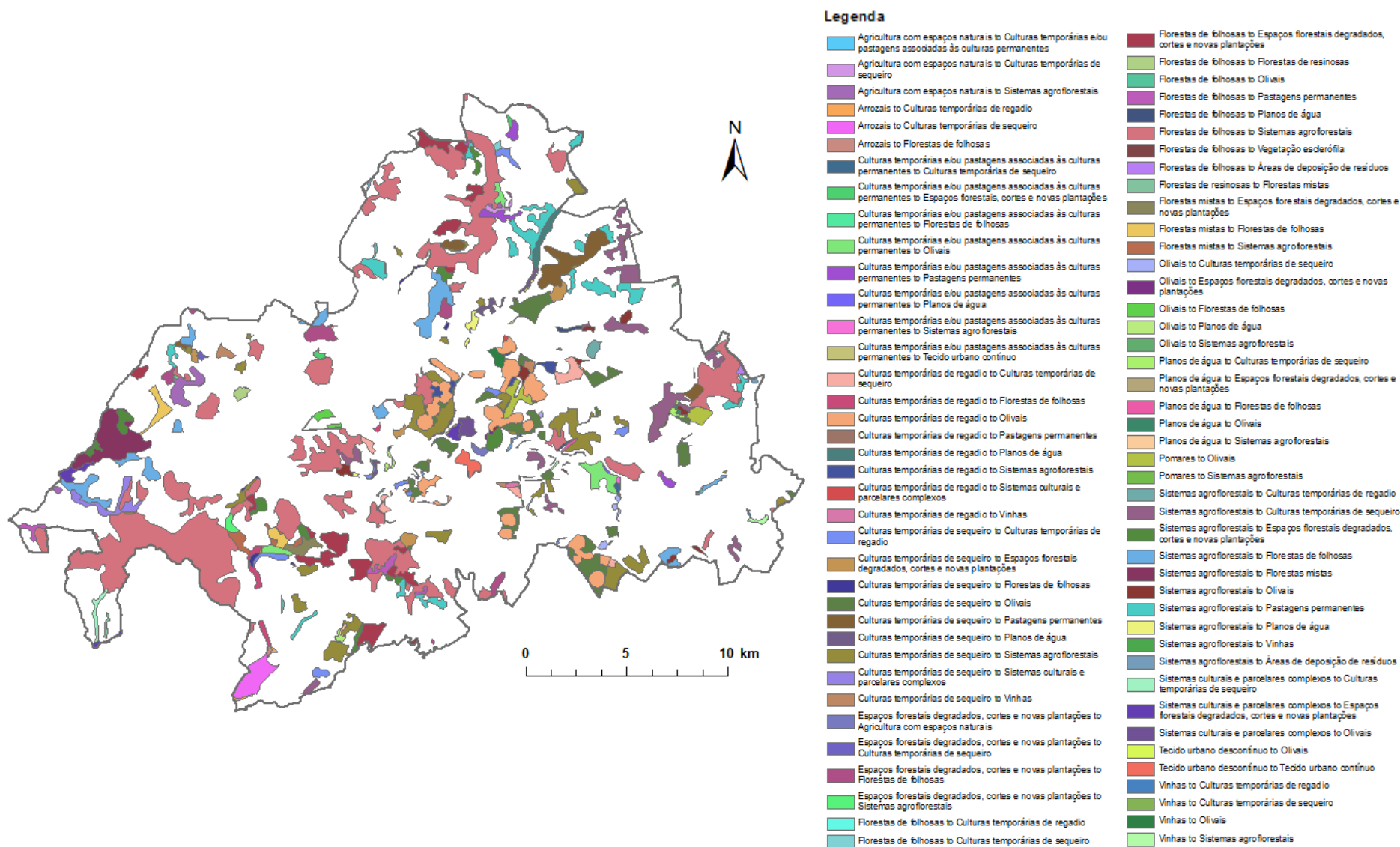


Figura 5.6 - Transições para o período 2006-2012 para o caso de áreas superiores a um hectare.

Estudando a Figura 5.7, verifica-se que as florestas de folhosas tiveram uma redução de área considerável e que os SAF e os olivais foram as classes que apresentaram maiores ganhos de área, tal como as pastagens permanentes e os espaços florestais degradados, cortes e novas plantações, ainda que com menor relevância.

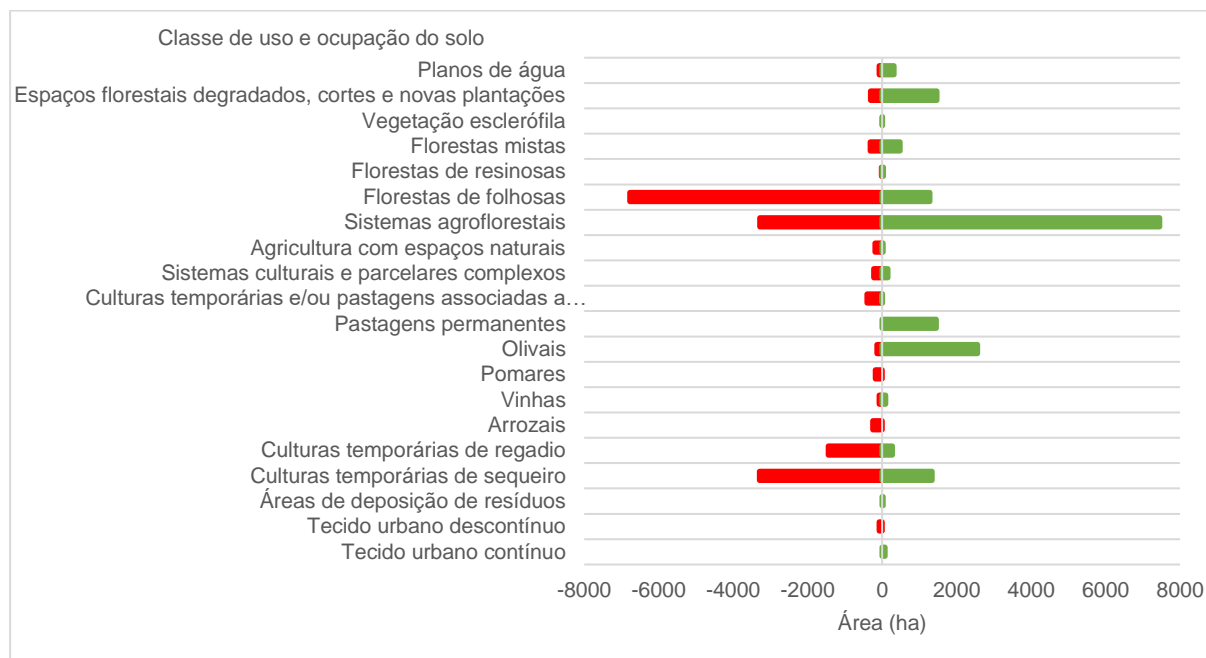


Figura 5.7 - Evolução do uso e ocupação do solo entre 2006 e 2012.

Como se pode observar na Figura 5.8, as transições que ocorreram no período 1990-2012 foram bastante expressivas. Foi neste período que se verificou uma maior área alterada (20 475 ha), o que representa cerca de 1/3 (34%) da área total de Avis. Contudo, tem de se ter em atenção que este é o maior período temporal analisado.

As maiores transições ocorreram entre as florestas de folhosas e os SAF (5 677 ha), as culturas temporárias de sequeiro e os olivais (1 805 ha), as culturas temporárias de sequeiro e as culturas temporárias de regadio (1 744 ha), as culturas temporárias de sequeiro e os SAF (1 345 ha) e, as florestas de folhosas e os espaços florestais degradados, cortes e novas plantações (1 103 ha), representando 19% da área total.

Como o período 1990-2012 compreende todos os outros períodos temporais analisados, também as florestas de folhosas são a classe que compõe maioritariamente a matriz da paisagem, seguidas dos SAF, dos olivais e das culturas temporárias de sequeiro. Entre 1990 e 2012, ocorreu uma perda da área ocupada pelas florestas de folhosas e pelas culturas temporárias de sequeiro e um aumento da área ocupada pelos SAF e pelos olivais.

Neste período existiram muitas alterações de uso e ocupação do solo, originando uma grande fragmentação da paisagem e perda da conectividade.

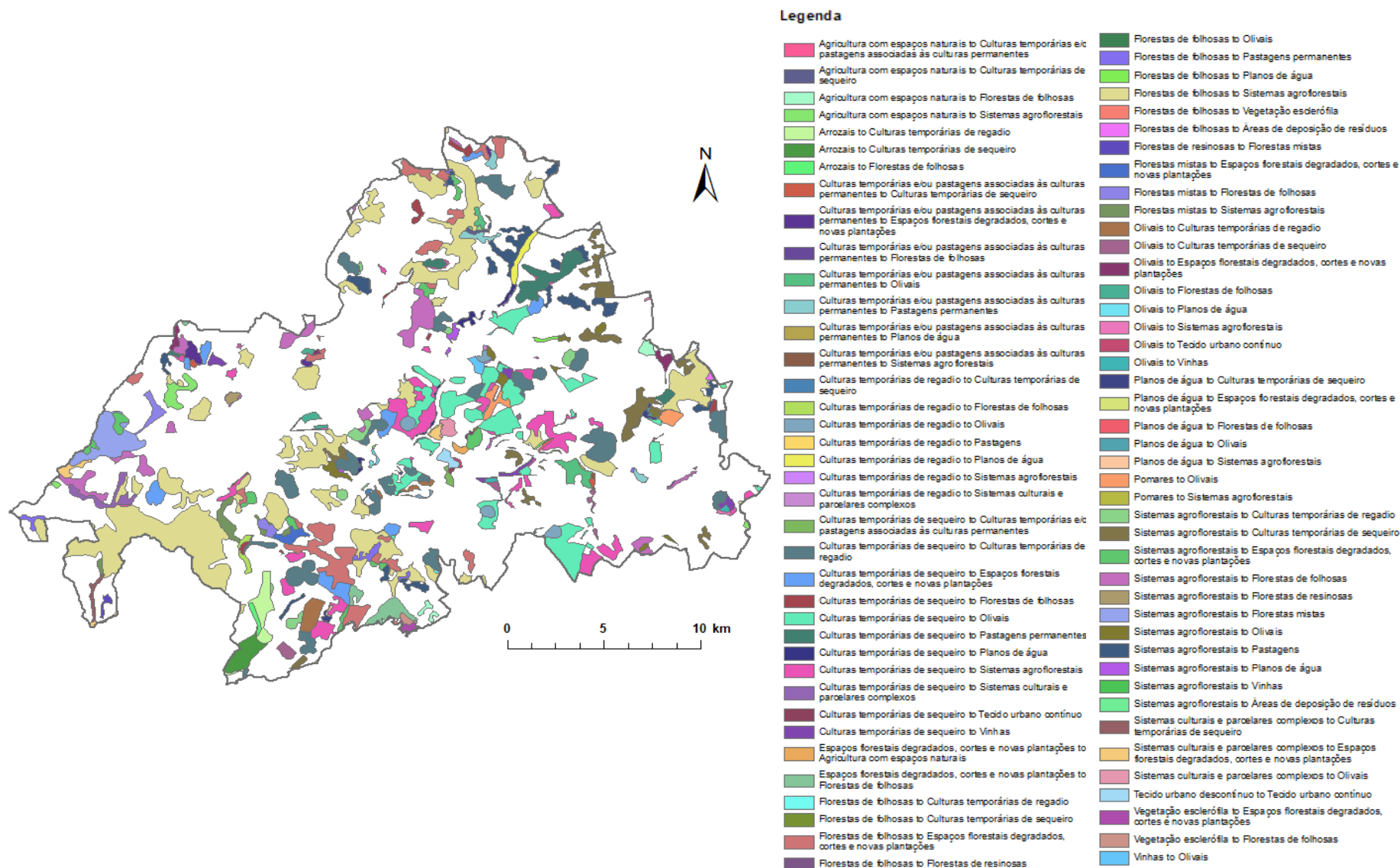


Figura 5.8 - Transições para o período 1990-2012 para o caso de áreas superiores a um hectare.

Analisando a Figura 5.9 verifica-se que os ganhos mais significativos pertencem às classes dos SAF, dos olivais, das culturas temporárias de regadio e dos espaços florestais degradados, cortes e novas plantações. Em relação aos olivais, este aumento advém, provavelmente, do incremento das áreas dedicadas ao olival intensivo existentes na região do Alentejo. Como os SAF são característicos do Alentejo é expectável que haja um crescimento das áreas ocupadas pelos SAF. O aumento dos espaços florestais degradados, cortes e novas plantações deve-se possivelmente aos incêndios que ocorreram neste período de tempo.

As perdas de área mais significativas verificam-se para as classes relativas às florestas de folhosas e às culturas temporárias de sequeiro. As florestas de folhosas foram maioritariamente substituídas pelos SAF, porque os SAF são dos ecossistemas mais equilibrados e sustentáveis. Relativamente às culturas temporárias de sequeiro, estas sofreram uma redução de área devido à diminuição das atividades dedicadas à agricultura.

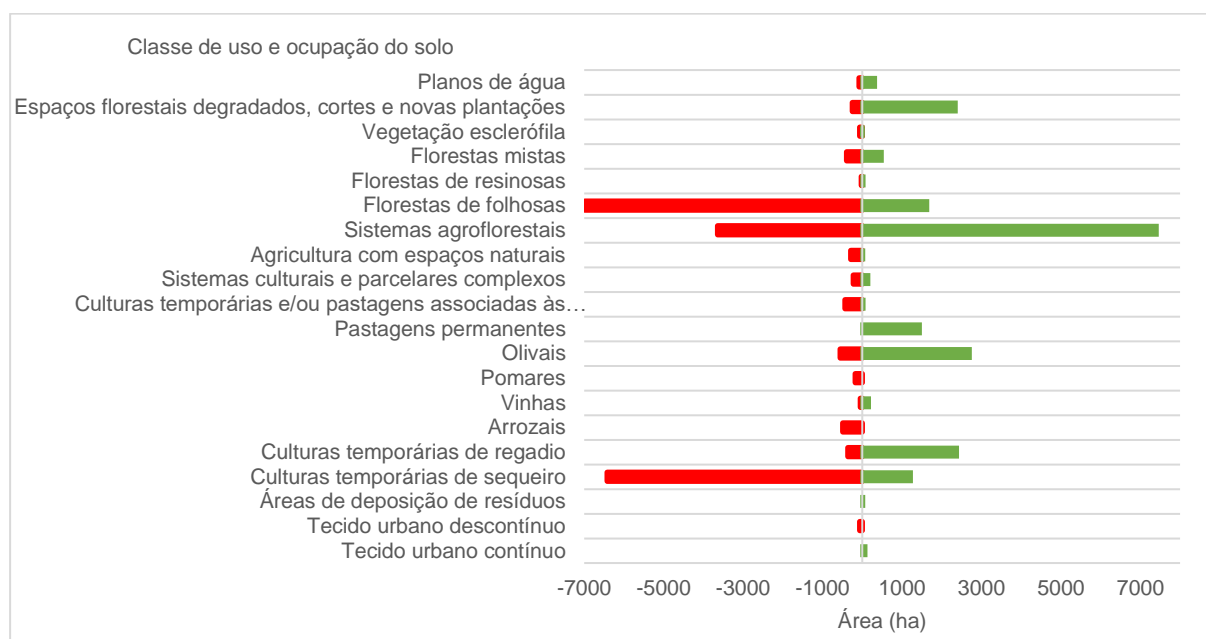


Figura 5.9 - Evolução do uso e ocupação do solo entre 1990 e 2012.

Em suma, os períodos onde ocorreram as maiores alterações de uso e ocupação do solo foram 2006-2012 e 1990-2012. Isto acontece por causa da diminuição das atividades agrícolas, o que contribui para uma maior fragmentação da paisagem.

Em relação à matriz da estrutura da paisagem, apesar da forte fragmentação observável nos últimos anos, consegue-se perceber que as florestas de folhosas, os sistemas agroflorestais, os olivais e as culturas temporárias de sequeiro são as classes com maior área no concelho de Avis, mesmo existindo variações consideráveis de áreas entre os diversos anos analisados.

Como complemento à análise das transições anteriormente realizada, também foi efetuado o estudo dos processos de fragmentação ocorridos entre 1990 e 2012 (Figura 5.10).



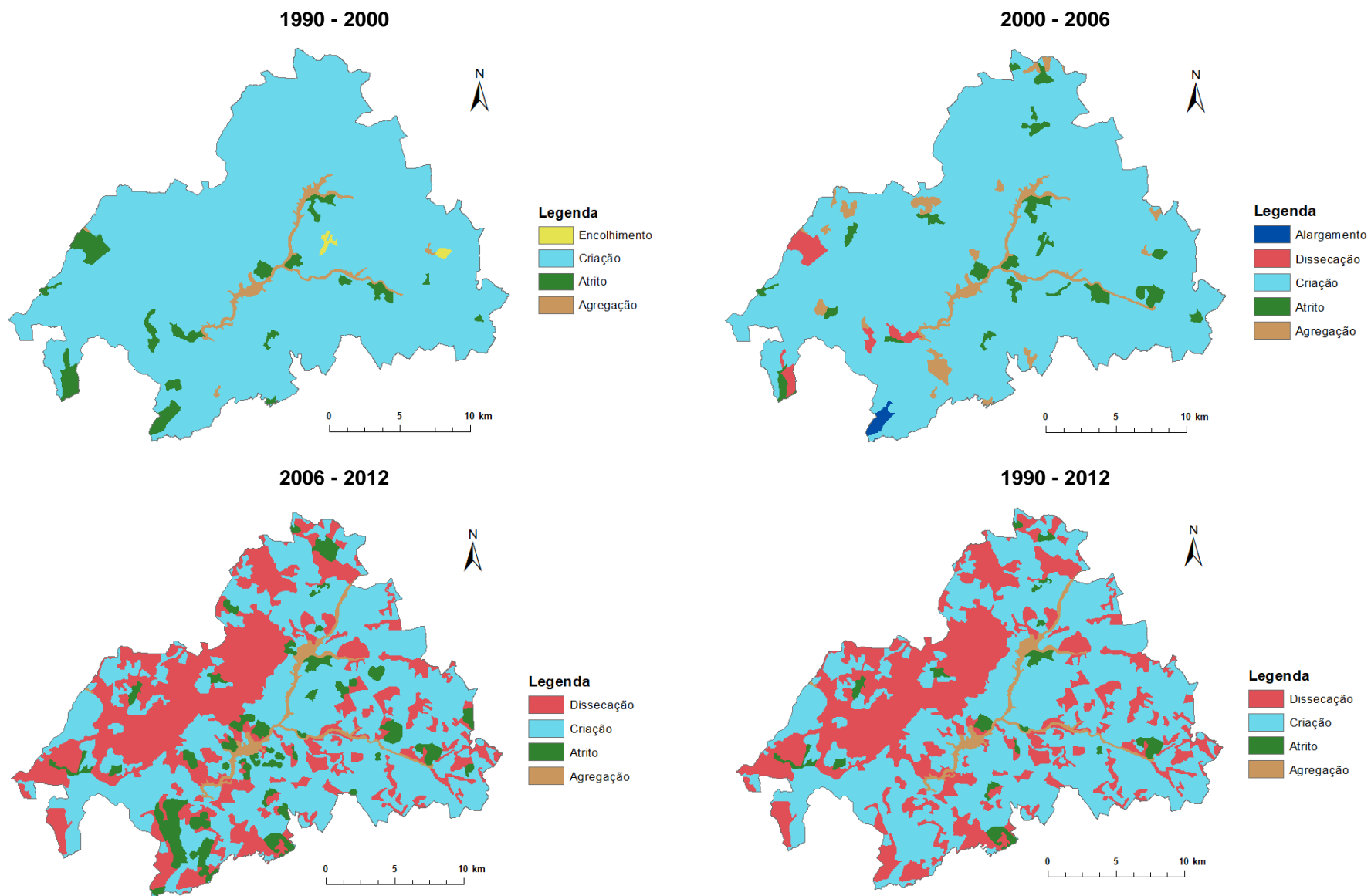


Figura 5.10 - Processos de fragmentação para os momentos temporais 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 e 1990-2012

Da análise desta figura, verifica-se que no período 1990-2000 o processo de fragmentação com maior ocorrência foi a criação, que se traduz no aumento do número de manchas e de área, com aparecimento esporádico dos processos de atrito (diminuição do número de manchas e de área), de agregação (número de manchas diminui e a área é constante ou aumenta) e de encolhimento (a área e o perímetro diminui, mas o número de manchas é constante). Como a área associada aos processos de criação e de agregação é maior do que a área relativa aos processos de atrito e encolhimento, significa que houve um surgimento de novas classes de uso e ocupação do solo na maioria da área de estudo que se sobrepõe à degradação do uso e ocupação do solo.

Para o período 2000-2006, observa-se que o processo de fragmentação que continua a ser mais dominante é o processo de criação, com os processos de alargamento (número de manchas é constante, mas a área aumenta), de dissecação (o número de manchas aumenta e a área diminui), agregação e de atrito a manifestarem-se nalgumas áreas. O facto do processo de criação ser o mais significativo, implica que a paisagem se encontra bem conectada e que apresenta uma baixa fragmentação, existindo uma conservação da biodiversidade local.

No período 2006-2012, verifica-se que os processos de fragmentação mais representativos são os processos de criação e de dissecação, com o aparecimento nalgumas áreas dos processos de agregação e de atrito. Isto significa que a paisagem nas áreas onde ocorrem os processos de dissecação e atrito, o uso e ocupação do solo encontram-se degradados, o que origina uma fragmentação da paisagem. A fragmentação influencia a conectividade da paisagem e altera os padrões de movimento, que pode resultar na perda e alterações nos habitats, e nalguns casos, o desaparecimento completo. Nas áreas onde ocorrem os processos de criação e agregação, a paisagem ainda se encontra pouco fragmentada e, por isso, existe uma boa conectividade e pouca alteração nos habitats e na biodiversidade da área de estudo.

Em relação ao período 1990-2012, tal como observado para o período 2006-2012, os principais processos de fragmentação são os de criação e dissecação, com o aparecimento dos processos de atrito e agregação em várias áreas. Nas áreas onde ocorrem os processos de dissecação e de atrito há uma maior degradação e, consequentemente, fragmentação da paisagem que é em parte compensada pelas áreas onde acontecem os processos de agregação e criação, que ainda mantêm uma boa conectividade, promovendo a manutenção da biodiversidade e dos seus habitats.

Após a análise dos quatro períodos temporais (1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 e 1990-2012), verifica-se que onde ocorre uma maior fragmentação da paisagem e consequente perda de conectividade e biodiversidade é no período 2006-2012, e influencia o período 1990-2012 dado que abrange os outros três períodos temporais.

A fragmentação da paisagem é mais acentuada no período 2006-2012, pois neste intervalo de tempo ocorreram muitas alterações do uso e ocupação do solo, por causa das transformações das atividades humanas que têm vindo a modificar o uso e ocupação do solo para um melhor aproveitamento do mesmo. Deste modo, ao alterar-se a paisagem, contribui-se para uma maior fragmentação, através da diminuição da área das manchas e do aumento do número de manchas.



Ao aumentar o número de manchas e a reduzir a sua área, as manchas tornam-se mais irregulares e complexas, aumentando o seu efeito de margem, o que origina uma redução da conectividade e consequente alteração dos padrões de movimentação das espécies. A diminuição da conectividade resulta na possível perda da biodiversidade, pois os organismos encontram-se maioritariamente na área central das manchas e quanto menor a área mais pequena é a área central.

Em suma, o aumento da fragmentação da paisagem, leva à possível perda e destruição dos habitats que são as maiores consequências das atividades antropogénicas na paisagem e duas das mais relevantes ameaças para a biodiversidade.

### 5.3. Cálculo das métricas da paisagem

O principal objetivo da presente dissertação é analisar a evolução do uso e ocupação do solo e estrutura da paisagem de forma a avaliar as alterações dos usos do solo que têm ocorrido ao longo do período de tempo entre 1990 e 2012 e, por isso, foi realizada uma análise da paisagem a partir das métricas da paisagem.

Como referido na metodologia, as métricas encontram-se divididas em dois níveis, ao nível das classes cujos valores referem-se a cada classe que compõe a paisagem e ao nível da paisagem, cujos valores referem-se a todas as manchas da paisagem sem distinção de classe, ou seja, a paisagem inteira. As métricas calculadas são apresentadas sob a forma de gráficos nas Figuras 5.11 a 5.26. Todas as tabelas relativas às métricas encontram-se discriminadas no Anexo V.

#### 5.3.1. Métricas da paisagem relativas ao nível das classes

A Figura 5.11 mostra a proporção de área ocupada por cada tipo de classe em relação à área total, ou seja, a percentagem de cada classe em relação à paisagem. As classes com maior proporção são as florestas de folhosas, os sistemas agroflorestais, as culturas temporárias de sequeiro e os olivais.

Verifica-se que as manchas dominantes e que marcam a paisagem são as classes referentes às florestas de folhosas e aos sistemas agroflorestais. As florestas de folhosas ocupavam a maior área até 2006 e em 2012 passou a ser a classe referente aos sistemas agroflorestais que ocupava maior área. As proporções das classes são diretamente proporcionais à área, e por isso, quanto maior a área, maior é a proporção e quanto menor a área, menor a proporção da classe.

De acordo com a Figura 5.12, as classes com maior representatividade em relação ao número de manchas são os sistemas agroflorestais, as culturas temporárias de sequeiro, os olivais, as florestas de folhosas, as culturas temporárias de regadio e os espaços florestais degradados, cortes e novas plantações.

Em relação aos sistemas agroflorestais verifica-se um aumento até 2000 e depois decrescem ao longo do tempo, sendo em 2012 a segunda classe mais representativa. Nas culturas temporárias de sequeiro observa-se um incremento do número de manchas ao longo dos anos, e em 2012 são a classe com maior número de manchas na área de estudo. Na classe referente aos olivais verifica-se uma diminuição ligeira do número de manchas ao longo do tempo, ao contrário da classe dos espaços

florestais degradados, cortes e novas plantação que teve um crescimento do número de manchas. Relativamente às florestas de folhosas, estas apresentam um decréscimo até 2006 e depois um aumento considerável em 2012. O número de manchas da classe que representa as culturas temporárias de regadio teve um aumento no ano de 2000, manteve-se relativamente constante entre 2000 e 2006 e em 2012 houve uma diminuição do número de manchas.

O número de manchas é diretamente proporcional à fragmentação da paisagem, isto é, quanto maior o número de manchas, maior é a fragmentação da paisagem e quanto menor o número de manchas, menos fragmentada será a paisagem.

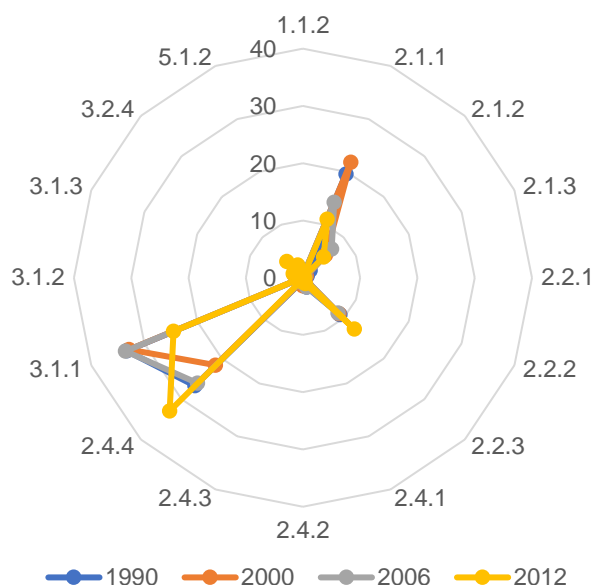


Figura 5.11 - Evolução da proporção (%) de cada classe existente no concelho de Avis.

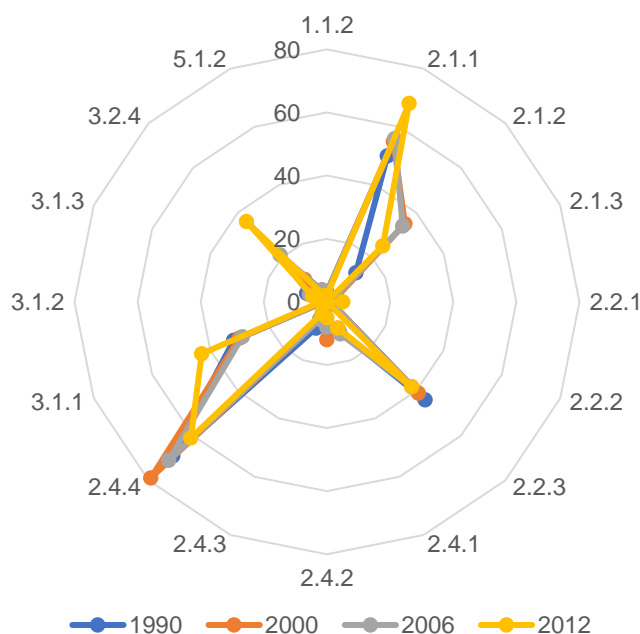


Figura 5.12 - Evolução ao longo do tempo do número de manchas (adimensional) para as classes presentes na área de estudo.

Na Figura 5.13 verifica-se que as classes que ocupam uma maior área do concelho de Avis são as florestas de folhosas, os sistemas agroflorestais, as culturas temporárias de sequeiro e os olivais.

As florestas de folhosas apresentavam uma área aproximada de 20 000 ha até 2006, sofrendo um decréscimo de cerca de 5 500 ha entre 2006 e 2012 e esta diminuição tem um impacto negativo na paisagem, dado que grande parte da área ocupada pelas florestas de folhosas está integrada na Rede Natura 2000. Os sistemas agroflorestais diminuíram entre 1990 e 2000, voltando a recuperar a área perdida e a aumentar a área ocupada nos anos seguintes, e em 2012 eram a classe com maior área do município de Avis. Nas culturas temporárias de sequeiro verifica-se um aumento até 2000 e depois uma diminuição acentuada ao longo do tempo, com perda de uma área aproximada de 6 500 ha. Ao longo do período em estudo, os olivais apresentam uma área relativamente constante até 2006 e posteriormente ocorre um aumento de cerca de 2 500 ha, que se deve à aposta dos produtores de azeite na região do Alentejo, aumentando assim a área ocupada pelos olivais, nomeadamente, os olivais intensivos.

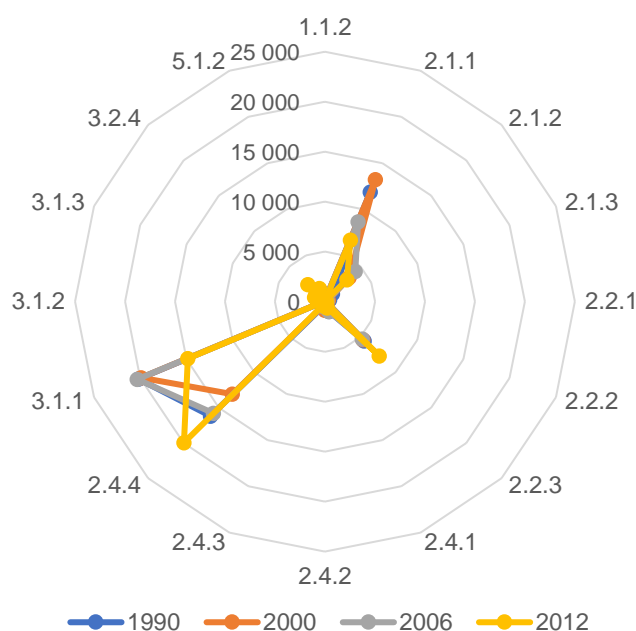


Figura 5.13 - Evolução ao longo dos anos da área ocupada (ha) pelas classes existentes na área de estudo.

Analisando a Figura 5.14, as classes que mais se destacam são as florestas de folhosas e os planos de água. Relativamente às florestas de folhosas, houve um aumento da média dos tamanhos associados a cada mancha existente dentro da classe até 2006 e depois ocorreu uma diminuição de cerca de 350 ha. Esta diminuição está relacionada com a perda da área associada à classe em análise, referida anteriormente. Os planos de água, constituídos maioritariamente pela albufeira do Maranhão, tiveram um incremento da média associado aos tamanhos das manchas entre 2006 e 2012. Os sistemas agroflorestais apresentam uma diminuição da média dos tamanhos das manchas até 2000 e em seguida observa-se um aumento ao longo do restante período analisado.

Segundo a Figura 5.15, a classe que apresenta um maior desvio-padrão do tamanho da mancha é a das florestas de folhosas, o que significa que houve uma grande variabilidade do tamanho das manchas

entre 2006 e 2012, e que é justificada pela perda de 5 500 ha supramencionados. As outras classes não apresentam uma grande discrepância ao longo do período analisado.

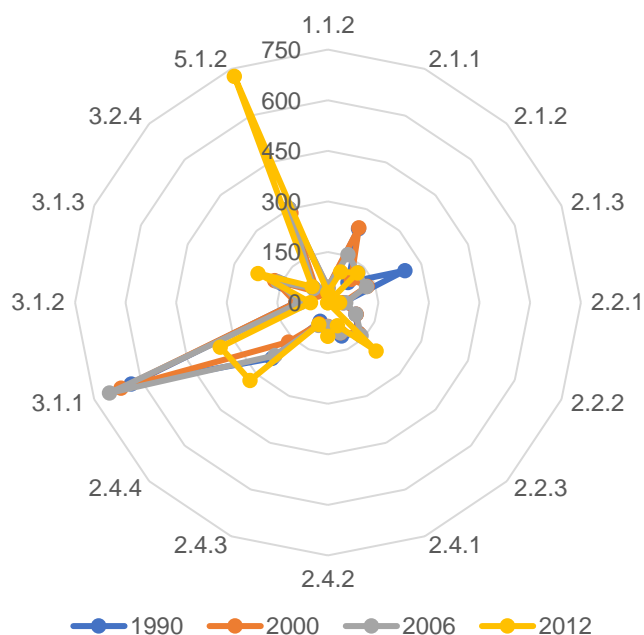


Figura 5.14 - Evolução ao longo do tempo do tamanho das manchas (ha) de cada classe presente no concelho de Avis.

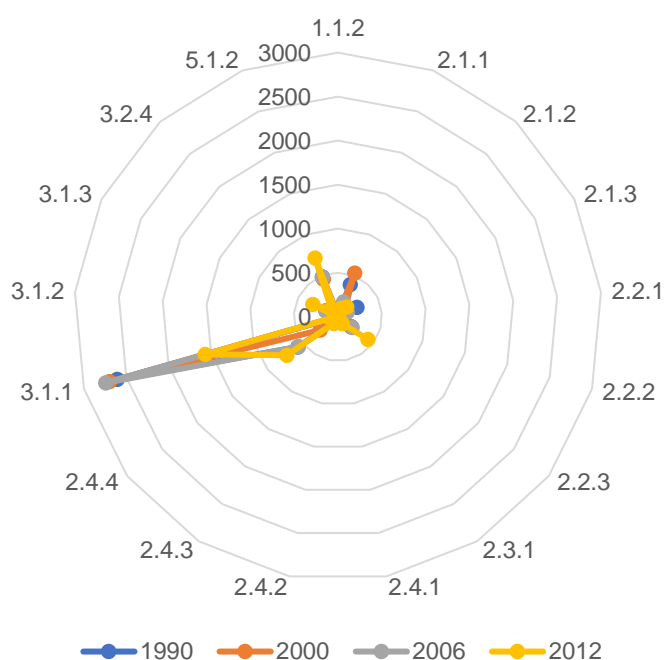


Figura 5.15 - Evolução do desvio-padrão do tamanho das manchas (ha) para as classes existentes na área de estudo.

Observando a Figura 5.16 verifica-se que as classes mais representativas são os sistemas agroflorestais, as culturas temporárias de sequeiro, as florestas de folhosas, os olivais, as culturas temporárias de regadio e os espaços degradados, cortes e novas plantações.

Para os sistemas agroflorestais e para as culturas temporárias de sequeiro, houve um aumento, ocorrendo em seguida um ligeiro decréscimo e depois um incremento do número de áreas centrais, o que significa que em 2012 as áreas centrais eram mais irregulares e apresentavam menor conectividade do que no restante período. Até 2006, as florestas de folhosas tinham um número de áreas centrais equilibrado e em 2012 ocorreu um incremento do número de áreas centrais, que pode estar associado à diminuição da área, tornando as manchas mais irregulares e menos conectadas. Em relação aos olivais, estes diminuíram o número de áreas centrais até 2006 e depois tiveram um ligeiro aumento, que adveio do incremento da área ocupada pelos olivais, mas ainda assim as manchas encontram-se bastante conectadas, visto que a média do tamanho das manchas também aumentou (Figura 5.14). Nas culturas temporárias de regadio, observa-se um aumento até 2000, uma estagnação entre 2000 e 2006, e uma diminuição no ano de 2012, exibindo um comportamento semelhante ao número de manchas (Figura 5.12). Esta perda de manchas pode estar relacionada com a diminuição da área ocupada por esta classe (Figura 5.13). A classe referente aos espaços degradados, cortes e novas plantações revela um crescimento do número de áreas centrais, o que é de esperar, dado que o número de manchas (Figura 5.12) associado a esta classe também apresentou um crescimento, o que significa que esta classe é bastante fragmentada.

Em comparação com a Figura 5.12, o número de áreas centrais contabilizou maiores valores que o número de manchas para as mesmas classes. Isto ocorre devido às formas irregulares das manchas, que dificultam a conectividade das áreas centrais, provocando, assim, um número de áreas centrais mais elevado.

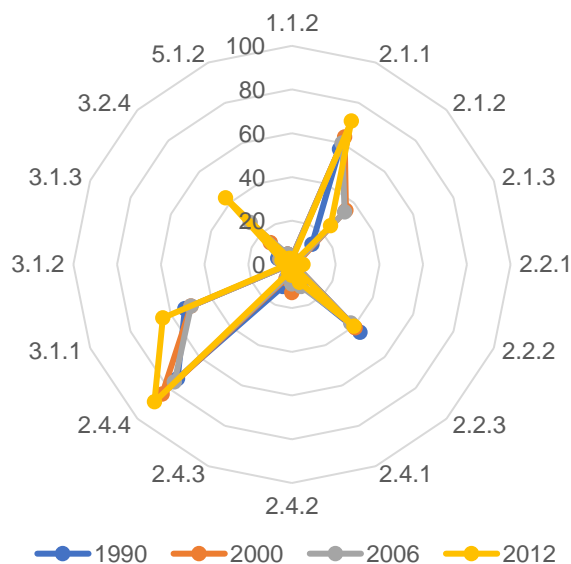


Figura 5.16 - Evolução ao longo do tempo do número de áreas centrais (adimensional) existentes na área de estudo.

As classes onde se verifica uma maior área central total (Figura 5.17) são as florestas de folhosas, os sistemas agroflorestais, as culturas temporárias de sequeiro e os olivais. A evolução da área central total (Figura 5.17) tem um comportamento similar à evolução da área total (Figura 5.13), o que era

previsível atendendo a que a área central está integrada na área ocupada de cada classe, ou seja, a área central é a área total menos o efeito de margem.

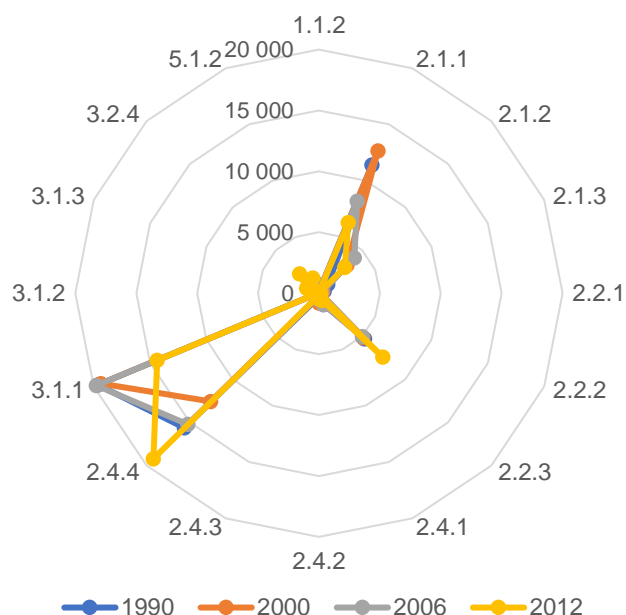


Figura 5.17 - Evolução da área central total (ha) no período entre 1990 e 2012 para o concelho de Avis.

Como se pode observar na Figura 5.18, todas as classes apresentam um índice de área central entre 90 e 98%, o que significa que a área afetada pelo efeito de margem varia entre 10 e 2%, respetivamente. À medida que a área de uma determinada classe aumenta, uma menor área é afetada pelo efeito de margem.

Os sistemas agroflorestais são a classe que ocupa maior área no concelho de Avis e o índice de área central é de cerca de 97%, o que contribui para que a área afetada pelo efeito de margem seja de cerca de 3%. Já os planos de água são a classe menos representativa, originando um valor para o índice de área central de aproximadamente 92%. Neste caso, a área afetada pelo efeito de margem já é significativa, sendo de cerca de 8%.

As classes associadas aos arrozais e aos pomares desapareceram em 2012, substituídas pelas culturas de sequeiro e regadio e pelos olivais, respetivamente. O desaparecimento destas classes fez com que as métricas apresentadas abaixo passassem a ser zero.

Na Figura 5.19 verifica-se que as classes formadas pelas manchas mais pequenas apresentam uma margem mais pequena, enquanto que as classes que contêm as manchas maiores mostram uma margem maior influenciadas por uma área maior da classe (Figura 5.13). No entanto, ao comparar o valor da margem com a sua contribuição em áreas mais pequenas, verifica-se que estas classes têm uma maior proporção margem/área que as classes com uma área maior.

As classes que apresentam maior margem total são os sistemas agroflorestais, as florestas de folhosas, as culturas temporárias de sequeiro e os olivais, dado que são as classes que têm maiores dimensões em termos de área. Tal como se observa na Figura 5.13, os sistemas agroflorestais diminuíram entre

1990 e 2000, recuperaram a área perdida e aumentaram a margem total, sendo a classe com maior margem em 2012. As florestas de folhosas apresentam um comportamento semelhante aos sistemas agroflorestais até 2006 e em 2012 tiveram um decréscimo da margem total, consequência da perda de área. Em relação às culturas temporárias de sequeiro, observa-se um incremento até 2000 e depois uma perda de margem ao longo dos anos. A classe relativa aos olivais mostra uma margem relativamente constante até 2006 e depois ocorre um aumento derivado ao incremento da área ocupada pelos olivais.

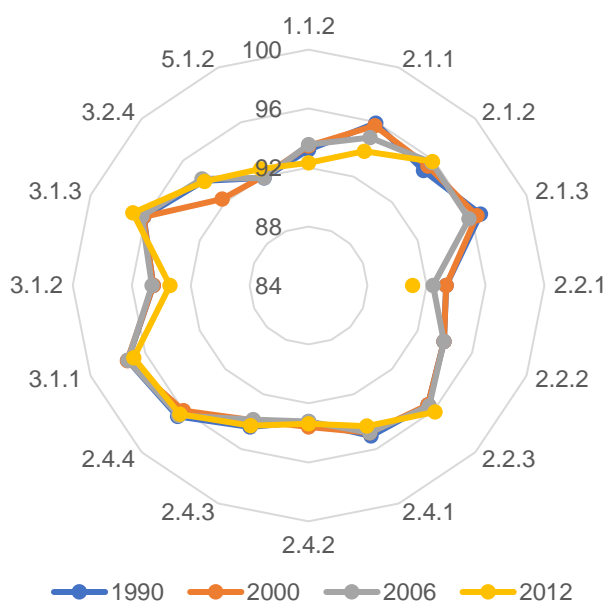


Figura 5.18 - Evolução do índice de área central (%) associado a cada classe presente na área de estudo.

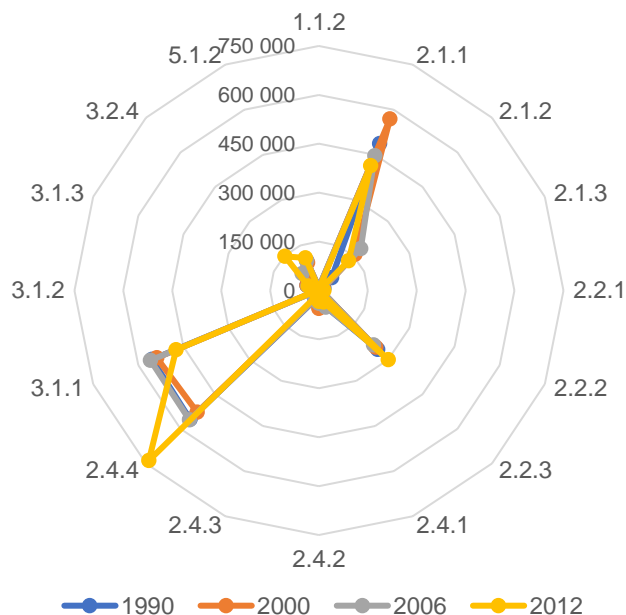


Figura 5.19 - Evolução da margem total (m) das classes presentes na área de estudo.

A margem média das manchas presentes em cada classe é a divisão da margem total pelo número de manchas existentes em cada classe. Observando a Figura 5.20, verifica-se que a classe com maior margem média é a classe relativa aos planos de água porque em 2012 aumentou a área ocupada e diminuiu o número de manchas. Já as florestas de folhosas apresentam uma margem média relativamente constante até 2006 e nos anos seguintes diminuíram, pois houve uma perda de área e um aumento do número de manchas.

Analisando os dois casos apresentados anteriormente em conjunto, observa-se que o que influencia a margem média das manchas de uma determinada classe é o número de manchas e não a sua área.

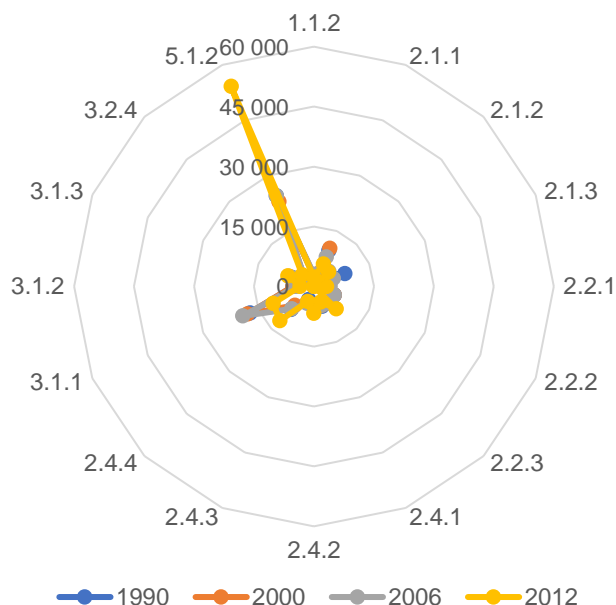


Figura 5.20 - Evolução ao longo do tempo da margem média das manchas (m) das classes existentes em Avis.

A análise da forma das manchas existentes em cada classe tem um efeito imediato na razão perímetro/área, onde as manchas mais regulares têm uma razão perímetro/área menor, e por isso, a área central está mais distante das margens. Os valores da média da razão perímetro/área variam entre 0 e 1, e quanto mais baixo o valor, mais compactas e menos irregulares são as manchas existentes numa determinada classe.

Analisando a Figura 5.21 verifica-se que a média da razão perímetro/área apresenta o valor mais elevado para a classe referente aos espaços florestais degradados, cortes e novas plantações no ano de 2006. Logo, a classe apresenta manchas com um formato irregular e, consequentemente, é bastante afetada pelo efeito de margem. Esta classe inclui áreas recentemente afetadas por fogos florestais em processo de regeneração, o que justifica o aumento da média da razão perímetro/área, dado que 2005 foi um ano marcado por uma área florestal ardida bastante elevada, provocando assim um incremento da média da razão perímetro/área.

Todas as outras classes apresentam uma média da razão perímetro/área baixa, o que se traduz em manchas mais compactas e regulares, mas para uma análise mais detalhada, esta métrica deve ser interpretada com cuidado e associada a outras métricas.



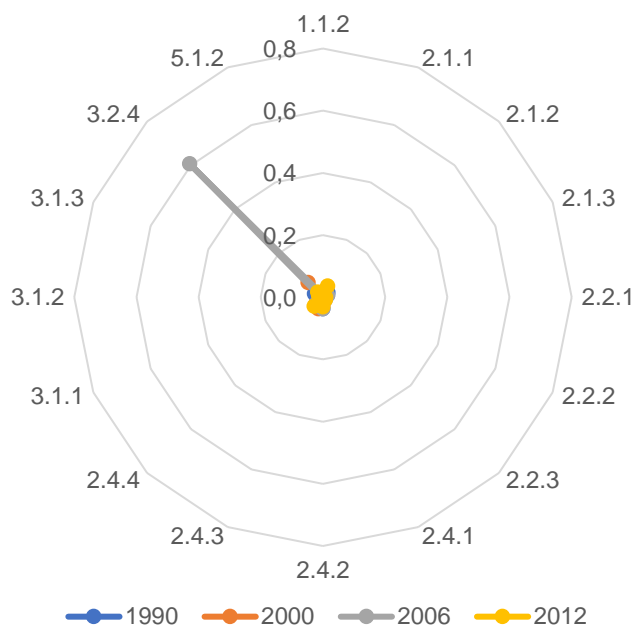


Figura 5.21 - Evolução ao longo do tempo da média da razão perímetro/área (adimensional) para o município de Avis.

A análise da média do índice de forma (Figura 5.22) indica o quanto a forma da mancha se aproxima de uma circunferência, que terá valor mínimo igual a um. Deste modo, as formas das manchas existentes em cada classe são, de modo geral, irregulares.

As classes que apresentam uma tendência de forma circular, ou seja, uma forma mais regular são as vinhas e o tecido urbano descontínuo. Para ambas as classes, é possível compreender que as manchas associadas apresentam um declínio dos valores da média do índice de forma. No caso das vinhas, o resultado é considerado negativo porque ao aumentar o número de manchas e diminuir o valor da média do índice de forma, origina uma redução das manchas maiores e, consequentemente, levam a uma paisagem mais fragmentada.

Os planos de água são a classe com uma forma mais irregular, dado que tem um valor aproximado de 3,0 até 2006 e em 2012 atinge o valor de cerca de 4,7. Este comportamento está associado ao número de manchas e à área, isto é, entre 2006 e 2012, os planos de água reduziram o número de manchas e aumentaram a área ocupada, provocando um aumento do valor da média do índice de forma. Este aumento indica que as manchas relativas aos planos de água tiveram a sua forma alterada de modo negativo, já que evidenciam uma forma mais complexa e, assim, podem ter a sua área central mais afetada pelo efeito de margem.

A métrica que representa a dimensão média dos fractais (Figura 5.23) indica a complexidade do perímetro da mancha, que se aproximará de um quando apresentar formas simples e chegará a dois quando apresentar uma maior complexidade de forma.

Observando a Figura 5.23, a classe com manchas mais complexas varia ao longo da escala temporal, em 1990 e 2006 é a classe dos sistemas culturais e parcelares complexos, em 2000 são os espaços florestais degradados, cortes e novas plantações, e em 2012 são os planos de água.

Recorrendo ao Anexo V, verifica-se que as manchas apresentam, de um modo geral, formas simples, dado que os valores se encontram mais próximos de 1. Analisando cada classe individualmente observa-se que a dimensão média dos fractais não varia muito ao longo do período em estudo. Deste modo, conclui-se que a forma das manchas é relativamente constante.

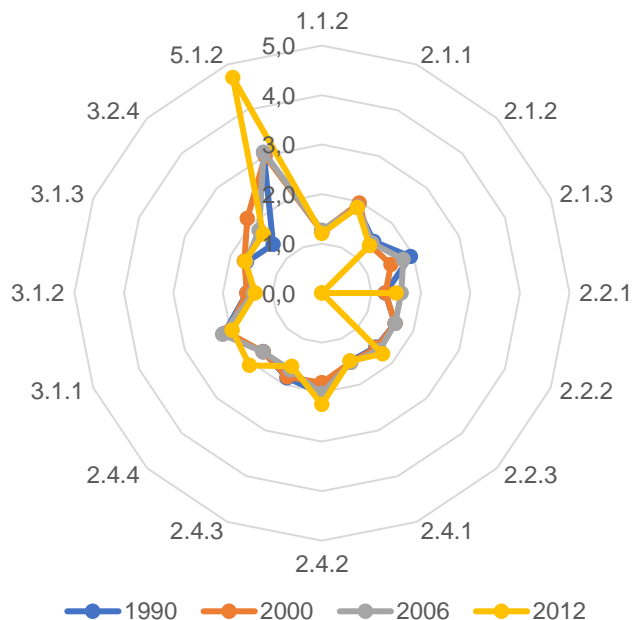


Figura 5.22 - Evolução da média do índice de forma (adimensional) no período entre 1990 e 2012 para a área de estudo.

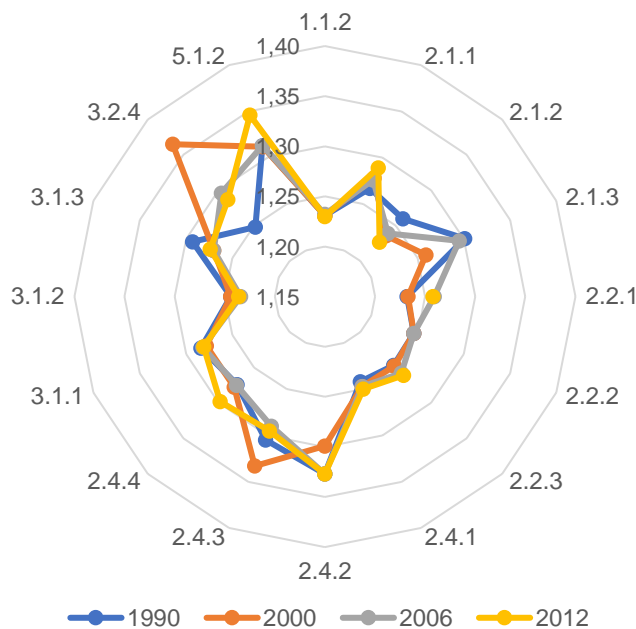


Figura 5.23 - Evolução ao longo dos anos da dimensão média dos fractais (adimensional) para o concelho de Avis.

Analisando em conjunto as Figuras 5.21 a 5.23, verifica-se que as classes com formas mais complexas e irregulares são os planos de água e os espaços florestais degradados, cortes e novas plantações, o

que origina uma maior suscetibilidade ao efeito de margem. E com o aumento do efeito de margem, há uma diminuição da área central das manchas, o que influencia a qualidade da estrutura da paisagem.

Todas as métricas relativas à forma das manchas devem ser utilizadas com cuidado, visto que se baseiam no método de relação área/perímetro que não tem muito em consideração as diferenças na morfologia das manchas. Embora as manchas possam apresentar formas muito diferentes, podem ter áreas, perímetros e métricas de forma iguais, e por isso, podem ser facilmente mal interpretadas.

O índice de divisão da paisagem refere-se à probabilidade de dois lugares selecionados de forma aleatória na matriz não estarem localizados na mesma classe. As manchas maiores contribuem mais para a diminuição desta probabilidade, visto que se aumenta a oportunidade delas representarem a área total de uma dada classe na paisagem, enquanto que, as manchas pequenas terão uma menor contribuição. Assim, as manchas maiores tendem a diminuir os valores do índice, o que se traduz numa menor fragmentação.

Observando a Figura 5.24, as classes que apresentam uma menor fragmentação são os planos de água, os arrozais, os pomares, as florestas de folhosas e de resinosas. Os arrozais tiveram um aumento do índice de divisão da paisagem em 2000, relevando uma maior fragmentação nesse ano e nos anos seguintes foi diminuindo, deixando de existir em 2012. Os pomares apresentam um índice relativamente constante até 2006 e depois em 2012 passou a ser zero, dado que a classe foi substituída pelos olivais. As florestas de folhosas mostram um índice com valores semelhantes até 2006, sofrendo um ligeiro aumento devido à perda de área ocupada. Já as florestas de resinosas eram totalmente conectadas até 2006, e depois sofreram um aumento do índice, salientando uma fragmentação da classe por causa da diminuição da área ocupada. Os planos de água apresentam um índice com valores equilibrados ao longo do período temporal em estudo, visto que a classe tem uma área relativamente constante.

No ano de 1990, as classes mais fragmentadas eram os olivais e as culturas temporárias de sequeiro, depois em 2000 passou a ser a classe dos sistemas agroflorestais e nos anos seguintes foi ultrapassada pela classe relativa às culturas temporárias de sequeiro. O aumento do índice de divisão destas classes está relacionado com a perda da área ocupada e com o incremento do número de manchas, o que origina uma paisagem mais fragmentada nas áreas ocupadas por estas classes nos anos mencionados.

O índice de fragmentação e o tamanho da malha efetiva são definidos, respetivamente, como o número e tamanho total das manchas obtidas quando se divide a área total da paisagem em tamanhos iguais, de forma a que o padrão apresente o mesmo grau de subdivisões das classes analisadas. Quanto maior for a fragmentação, mais elevado será o valor do índice de fragmentação e menor será o tamanho da malha efetiva, que apresenta menor valor em paisagens mais fragmentadas.

Analisando as Figuras 5.25 e 5.26, verifica-se que a classe das florestas de folhosas é a classe com maior tamanho de malha efetiva, o que origina um índice de fragmentação muito baixo, representado assim a classe com menor fragmentação. A redução do tamanho de malha efetiva das florestas de folhosas é consequência da diminuição da área ocupada por esta classe.

As classes que apresentam um maior índice de fragmentação são os olivais e as culturas temporárias de sequeiro em 1990, a classe dos sistemas agroflorestais em 2000 e a classe referente às culturas temporárias de sequeiro em 2012. Esta última classe releva um aumento considerável a partir de 2000, que se justifica pelo facto de ter perdido uma área de 6500 ha, causando um incremento do número de manchas, e provocando a fragmentação desta classe.

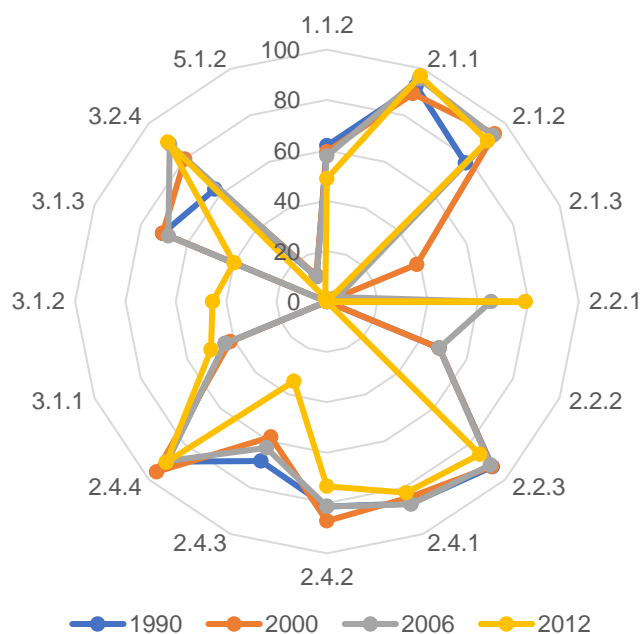


Figura 5.24 - Evolução do índice de divisão da paisagem (adimensional) para a área de estudo no período entre 1990 e 2012.

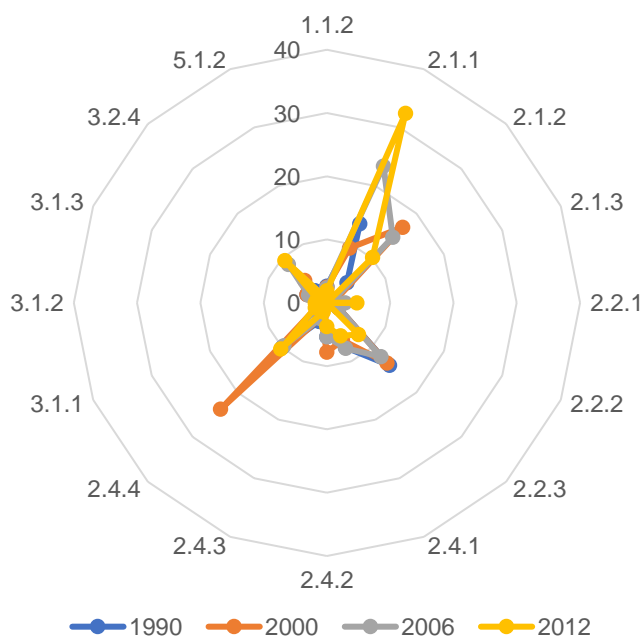


Figura 5.25 - Evolução do índice de fragmentação (adimensional) ao longo dos anos para o município de Avis.

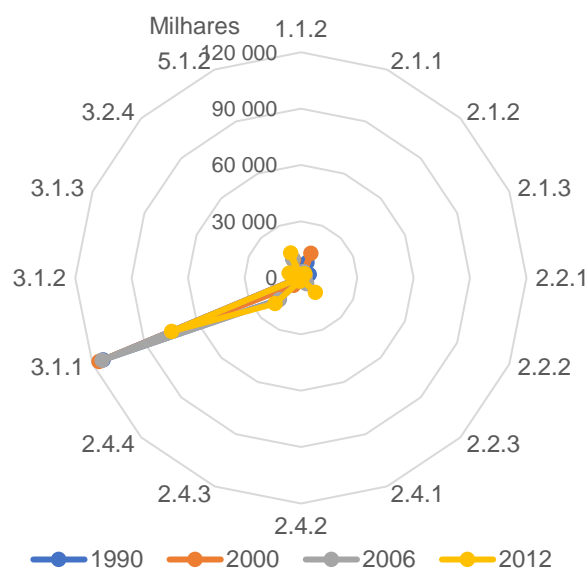


Figura 5.26 - Evolução ao longo do tempo do tamanho de malha efetiva (ha) no concelho de Avis.

### 5.3.2. Métricas da paisagem relativas ao nível da paisagem

De acordo com a Figura 5.27, verifica-se que o número de manchas totais e o número de manchas com área central disjunta aumentaram ao longo do período em estudo. Este incremento tem um impacto negativo, dado que quanto maior o número de manchas, maior é a fragmentação da paisagem.

Observa-se que 1990 é o ano com menor número total de manchas, revelando uma menor fragmentação da paisagem, que aumenta em 2000, decresce ligeiramente em 2006 e volta a aumentar em 2012, sendo este o ano com maior fragmentação da paisagem. Para o número de manchas com área disjunta verifica-se que houve um ligeiro aumento de 1990 para 2000, uma diminuição em 2006, sendo o ano com menor número e depois um incremento considerável em 2012. O aumento do número de manchas com área central disjunta, para além de demonstrar uma maior fragmentação, revela uma menor área para a preservação da biodiversidade e, consequentemente, há uma diminuição dos SE prestados pela paisagem em estudo.

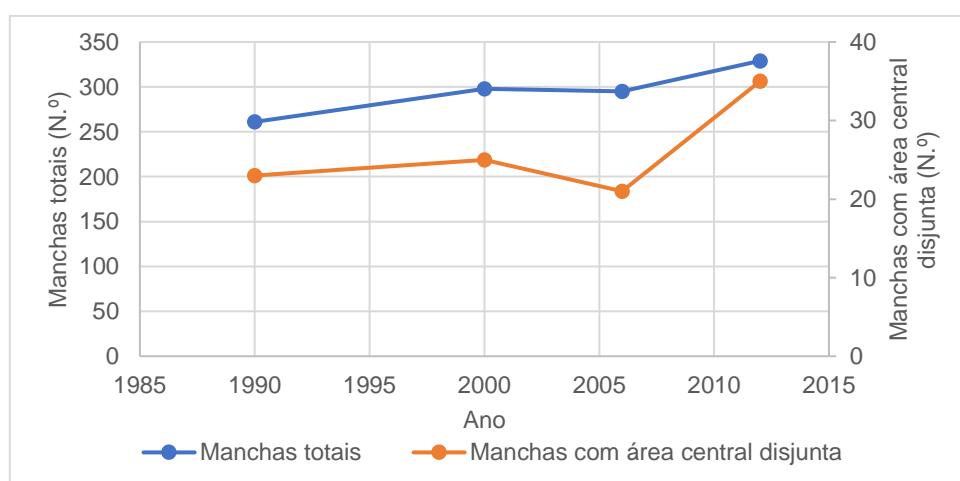


Figura 5.27 - Evolução do número de manchas totais e de manchas com área central disjunta ao longo do tempo no concelho de Avis.

O aumento do número de manchas com área central disjunta, leva à redução da área central total e origina a diminuição do índice de área central, como se pode observar na Figura 5.28. A redução da área central, provoca um incremento do efeito de margem e, conseqüentemente, uma diminuição do número de espécies existentes nas manchas. No entanto, as manchas mais pequenas também cumprem funções importantes ao longo da paisagem, podendo funcionar como elementos de ligação entre áreas maiores, promover a heterogeneidade da matriz e atuar como refúgio para as espécies que necessitam de ambientes particulares.

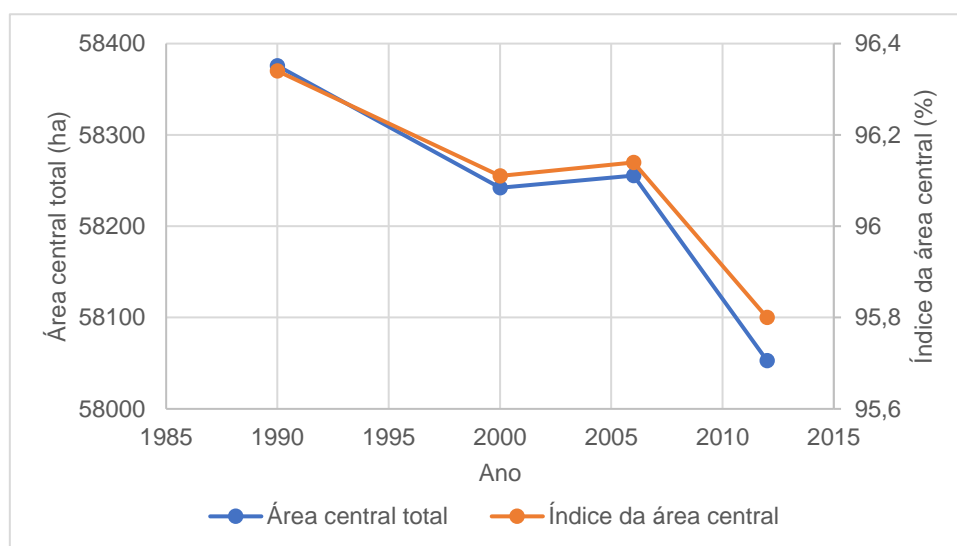


Figura 5.28 - Evolução da área central total e do índice de área central para o período entre 1990 e 2012 do município de Avis.

Analisando a Figura 5.29 conjuntamente com a Tabela 5.2, observa-se que a riqueza (número de classes) é igual em 1990 e 2000, depois houve uma redução do número em 2006, voltando a subir em 2012. Deste modo, 2012 é o ano que apresenta maior riqueza e 2006 é o ano que exibe um menor número de classes. As alterações da paisagem deram-se por troca de áreas entre as classes existentes. Para além das trocas de áreas, entre 1990 e 2000 existiu uma substituição de uma classe por outra, enquanto que, entre 2000 e 2006 houve uma absorção da área de uma dada classe pelas restantes, resultando na extinção da classe. Já no período entre 2006 e 2012, surgiram duas classes, levando a perda de área pelas restantes classes.

Em relação à diversidade da paisagem verifica-se que há um aumento ao longo do período analisado, visto que a diversidade apresentou um menor valor em 1990 e atingiu o máximo em 2012. Conclui-se ainda que, apesar da paisagem apresentar uma maior fragmentação em 2012, é neste ano que se verifica uma maior diversidade das manchas existentes na área em estudo. Este aumento pode significar uma maior biodiversidade, que é essencial para a manutenção do fornecimento de diversos SE.

No caso da uniformidade da paisagem, verifica-se que há um aumento até 2006 e depois uma ligeira descida em 2012. Tendo por base este índice, o ano de 1990 apresenta uma menor uniformidade do uso e ocupação do solo e 2006 evidencia uma maior uniformidade. A distribuição da área por tipo de

ocupação e uso do solo é de 62% para 1990 e de 67% para 2006, o que indica uma paisagem relativamente uniforme.

No respeitante à dominância, verifica-se um valor mais elevado em 1990, indicando uma maior homogeneidade da paisagem. Com o incremento das atividades antropogénicas nestas áreas, observa-se que ocorre uma redução progressiva dos valores de dominância. Deste modo, a distribuição das classes existentes torna-se mais proporcional, o que origina uma paisagem mais heterogénea. A heterogeneidade da paisagem pode provocar uma diminuição ou um aumento da biodiversidade local, pois depende da adaptação de cada espécie à modificação da paisagem.

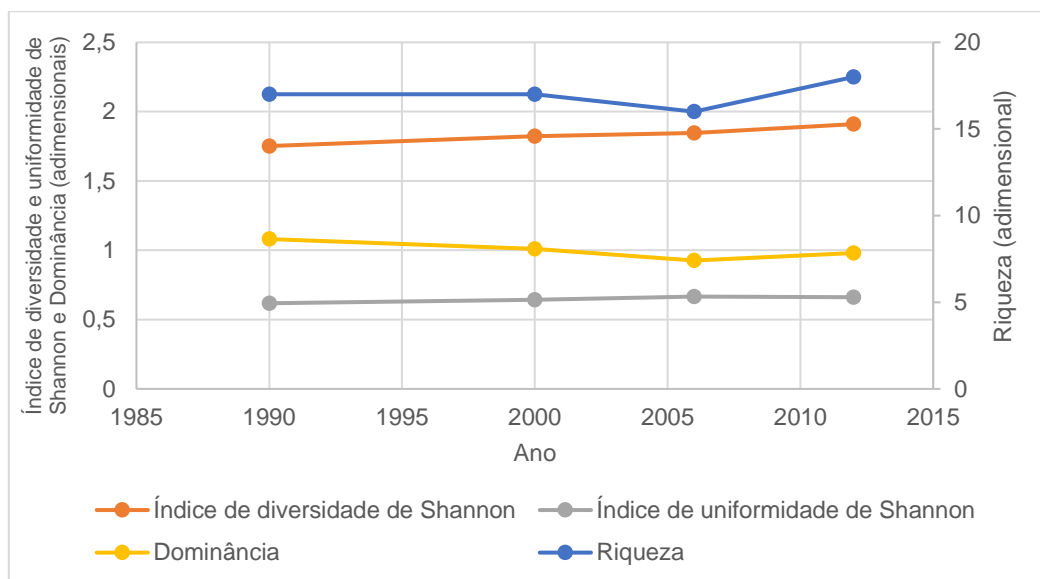


Figura 5.29 - Evolução do índice de riqueza, de diversidade, de uniformidade e da dominância no período entre 1990 e 2012 para Avis.

Analisando a Figura 5.30, na evolução da razão perímetro/área ao nível da paisagem, conclui-se que as manchas são compactas e regulares, com a exceção do ano de 2006, resultado do aumento da classe referente aos espaços florestais degradados, cortes e novas plantações, como analisado na Figura 5.21.

A análise do índice de forma revela que a paisagem apresenta manchas mais regulares nos anos 1990, 2000 e 2006 e depois em 2012, apresenta manchas com formas complexas e irregulares, o que indica que a paisagem sofreu uma grande fragmentação no ano de 2012.

Na dimensão média dos fractais verifica-se que a paisagem tem manchas menos complexas em 1990, aumentando a complexidade das manchas em 2000, voltando a diminuir em 2006 e depois sofre um incremento considerável das manchas irregulares e complexas em 2012.

Analisando em conjunto as métricas, verifica-se que a paisagem apresenta formas mais complexas e irregulares no ano de 2012. Ao aumentar a complexidade das manchas, o efeito de margem é maior, influenciando assim a qualidade da estrutura da paisagem e, conseqüentemente, a capacidade de prestação dos SE intrínsecos e associados à biodiversidade presente na paisagem em análise.

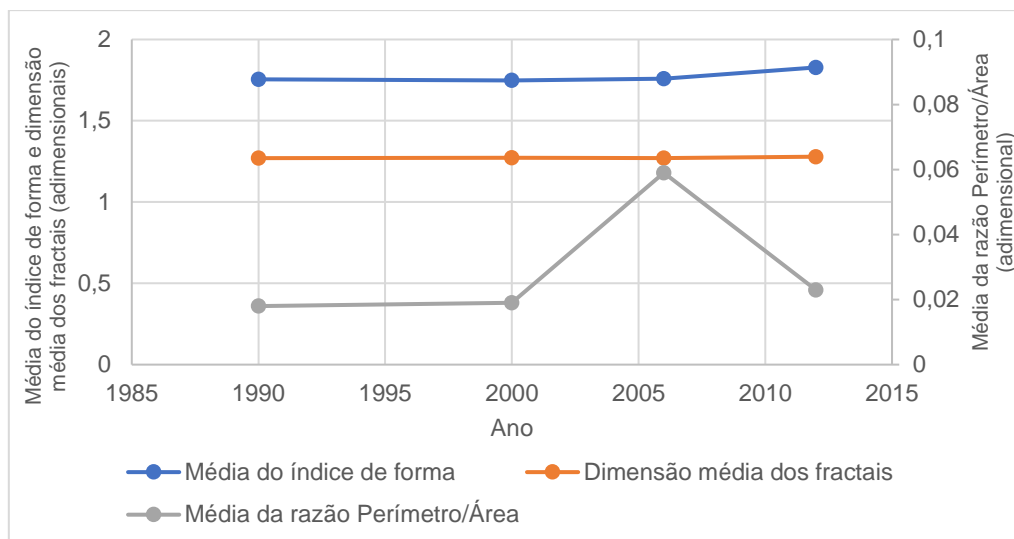


Figura 5.30 - Evolução da razão perímetro/área, do índice de forma e da dimensão média dos fractais para o período entre 1990 e 2012 do município de Avis.

A maior irregularidade das formas das manchas fez com que a densidade das margens (Figura 5.31) aumentasse entre 1990 e 2012, verificando-se apenas um ligeiro decréscimo em 2006. As manchas que apresentem uma forma irregular estão mais suscetíveis ao efeito de margem e com o aumento do efeito de margem, há uma deterioração da paisagem. O deterioramento da paisagem pode provocar uma perda da biodiversidade, o que leva a uma diminuição do fornecimento dos SE.

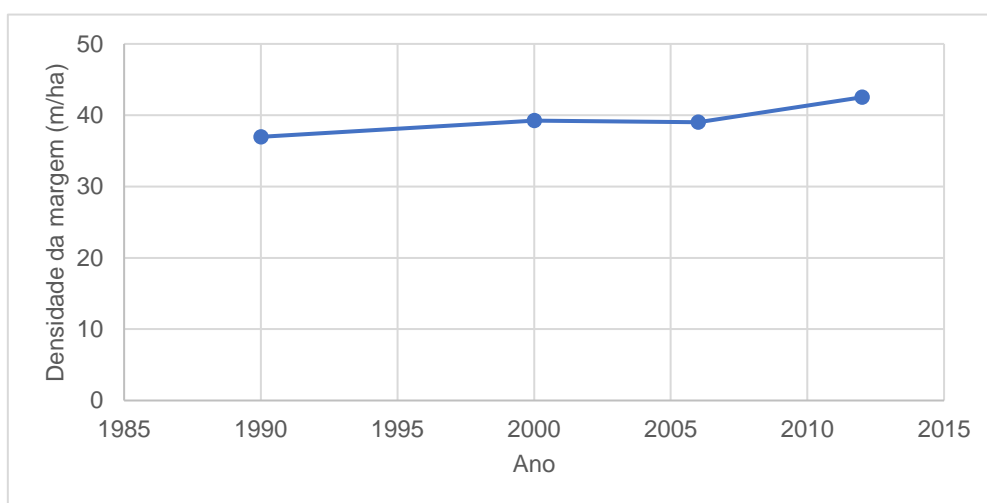


Figura 5.31 - Evolução da densidade das margens ao longo dos anos para a área de estudo.

A biodiversidade é uma componente fundamental aos ecossistemas dado que fornece múltiplos SE, estando por isso na base do funcionamento de todos os ecossistemas e, por conseguinte, na base da sustentabilidade dos SE. Um dos principais fatores de declínio da biodiversidade tem sido a fragmentação da paisagem, principalmente devido a causas antropogénicas, como por exemplo, o aumento do território artificializado, o abandono da agricultura tradicional e a alteração da ocupação e uso do solo para culturas mais intensivas. Como consequência, existem cada vez menos áreas



adequadas e pouco perturbadas, incluindo locais com características propícias à reprodução das diversas espécies.

Deste modo, são apresentadas algumas medidas de minimização dos impactes negativos associados à fragmentação da paisagem:

- Implementação de corredores ecológicos capazes de manter e/ou estabelecer a conectividade numa paisagem fragmentada, tornando-a mais permeável, favorecendo a movimentação e a recolonização e diminuindo o risco de extinção das espécies;
- Introdução de pequenas áreas de habitat (stepping-stones) dispersas pela matriz que fazem a conexão dos fragmentos isolados facilitando os fluxos entre as várias manchas. Esta interligação pode ajudar uma espécie com o aumento na variabilidade genética, na procura por alimentos ou na dispersão de sementes;
- Apoio à manutenção e preservação de áreas de grande valor natural através da gestão da paisagem. Quando há consenso quanto à melhor forma de gestão dos fragmentos, estes tendem a tornarem-se maiores e mais eficientes no respeitante à conservação da biodiversidade e ao fornecimento de diversos serviços ecossistémicos;
- A replantação da vegetação nativa é uma medida eficiente a longo prazo, mas apresenta um custo económico elevado. A recuperação de uma determinada área com base na sua composição anterior às modificações da ocupação e uso do solo é uma das medidas mais eficientes para a manutenção da biodiversidade local.



## **6. Considerações finais**

### **6.1. Principais conclusões**

Este capítulo resume a pesquisa da presente dissertação, os principais métodos utilizados, os resultados obtidos, as limitações ao estudo e recomendações de estudos futuros que deveriam ser desenvolvidos com o objetivo de compreender como é que as alterações da ocupação e uso do solo e a fragmentação da paisagem afetam a biodiversidade, o funcionamento dos ecossistemas e a dinâmica das paisagens. O estudo foi efetuado para o concelho de Avis que se localiza na região do Alentejo.

O contexto e interesse deste estudo decorrem da crescente alteração da ocupação e uso do solo que leva à destruição/degradação e à fragmentação das paisagens, o que representa um risco elevado para a biodiversidade e habitats, sendo, portanto, as principais ameaças globais aos ecossistemas. As alterações estão maioritariamente associadas às pressões antropogénicas que desencadeiam transformações rápidas e, muitas vezes, irreversíveis. O principal objetivo desta dissertação consistiu no estudo da evolução espaço-temporal do município de Avis no respeitante à ocupação e uso do solo no período 1990-2012 e as consequentes alterações na estrutura da paisagem, com recurso a SIG.

Foi possível quantificar a ocupação e uso do solo das diferentes classes no concelho de Avis durante o período 1990-2012 através do cálculo das métricas da paisagem e da determinação das transições ocorridas e, deste modo, apresentar dados para a compreensão da dinâmica da paisagem.

No período 1990-2000 houve uma expansão das culturas temporárias de sequeiro e de regadio e uma diminuição da área ocupada pelos SAF. No período 2000-2006 verificou-se que as áreas agrícolas, principalmente as culturas temporárias de sequeiro, tiveram um decréscimo acentuado, enquanto que os SAF tiveram um aumento considerável, conseguindo recuperar grande parte da área perdida entre 1990-2000. As florestas de folhosas não só recuperaram a área perdida como ganharam novas áreas. No período 2006-2012 ocorreu uma expansão significativa dos olivais e dos SAF enquanto que houve uma perda da área ocupada pelas florestas de folhosas.

Analisando o período 1990-2012, conclui-se que as manchas mais estáveis (no respeitante ao total de área ocupada) são as que estão associadas às classes das florestas de folhosas, mesmo com perda de área, e aos sistemas agroflorestais (aumento de área). Em relação às outras classes, é ainda importante mencionar que as culturas temporárias de sequeiro têm vindo a decrescer, fruto da diminuição das atividades agrícolas e da aposta noutro tipo de culturas, como por exemplo, os olivais, que tiveram um aumento considerável de 2006 para 2012. Apesar da pouca representatividade dos territórios artificializados, verificou-se que a área relativa a esta classe tem vindo a aumentar, embora a população esteja a diminuir.

No concelho de Avis a classe dominante e que constitui a matriz da paisagem é a classe das florestas de folhosas. Apesar da elevada fragmentação que ocorreu nos últimos anos, consegue-se compreender que as florestas de folhosas, os sistemas agroflorestais, os olivais e as culturas temporárias de sequeiro são as classes com maior área, mesmo havendo variações de áreas entre os vários períodos estudados.

Não se verificou uma acentuada fragmentação da paisagem nos períodos 1990-2000 e 2000-2006, tendo-se mantido, no geral, a heterogeneidade, mas também a conectividade da paisagem. Pelo contrário, nos períodos 2006-2012 e, consequentemente, 1990-2012, ocorreram muitas alterações consideráveis, originando uma grande fragmentação e perda da conectividade da paisagem. Nem sempre a heterogeneidade da paisagem é positiva, visto que pode causar fragmentação, embora na área de estudo existam áreas de grandes dimensões e bem conectadas.

Após a análise dos quatro períodos temporais verifica-se que a fragmentação da paisagem é mais acentuada no período 2006-2012. Neste período ocorreu uma maior modificação da paisagem e consequente perda de conectividade e biodiversidade, devido às alterações resultantes das atividades antrópicas. Deste modo, ao modificar-se a ocupação e uso do solo, contribui-se para uma maior fragmentação, através da diminuição da área das manchas e do aumento do número de manchas.

Ao longo do período analisado verificou-se um aumento do número de manchas e diminuição da sua área e, consequentemente, as manchas, de um modo geral, tornaram-se mais irregulares e complexas. A maior complexidade das manchas aumenta o efeito de margem associado, o que influencia a conectividade e a qualidade da estrutura da paisagem. A diminuição da conectividade resulta na possível perda da biodiversidade, dado que as espécies se encontram maioritariamente na área central das manchas e quanto menor a área, mais pequena é a área central.

Em relação à diversidade da paisagem verifica-se que há um aumento ao longo do período 1990-2012 e que apesar da paisagem apresentar uma maior fragmentação em 2012, é neste ano que se verifica uma maior diversidade. Em termos da heterogeneidade da paisagem, conclui-se que é mais homogênea em 1990 e, por causa da fragmentação que ocorreu ao longo do tempo, a paisagem tornou-se mais heterogênea.

Em síntese, é importante monitorizar as alterações da ocupação e uso do solo para se obter um padrão de comportamento e uma análise contínua dos impactos das atividades antropogénicas.

A ocupação e uso do solo provocam alterações significativas na paisagem e no equilíbrio dos ecossistemas, trazendo consequências para o bem-estar humano. Estas alterações nos padrões de paisagem acompanhadas por uma má gestão do território trazem efeitos negativos para a paisagem e para a sua capacidade de fornecer os SE intrínsecos. Por isso é de extrema importância que as decisões políticas em matéria de ordenamento do território, principalmente a nível regional e municipal, integrem os SE de modo a promover uma gestão do solo mais sustentável.

Neste estudo, para o período 1990-2000, a expansão das culturas temporárias de sequeiro e de regadio pode ter um papel muito positivo na manutenção da biodiversidade, nomeadamente, na conservação de diversas espécies de aves e no fornecimento de alguns SE. Já a redução de área pelos SAF significa perda de biodiversidade e diminuição dos SE prestados por esta classe de ocupação e uso do solo.

No período 2000-2006, o aumento das classes de ocupação e uso do solo referentes aos SAF e às florestas de folhosas permitiu manter os níveis de biodiversidade elevados e assegurar fornecimento dos SE ao contrário das culturas temporárias de sequeiro que diminuíram a sua área.

No período 2006-2012, a expansão significativa dos olivais e dos SAF é muito importante para a conservação da biodiversidade e para a manutenção dos SE prestados. Enquanto que a perda de área pelas florestas de folhosas se traduz numa perda da biodiversidade e, consequentemente, no fornecimento dos SE associados a esta classe de ocupação e uso do solo.

Para concluir, numa visão global (período 1990-2012), verificou-se que as tendências de determinadas classes de ocupação e uso do solo no concelho de Avis são favoráveis para o fornecimento dos SE, como é o caso dos SAF, dos olivais e das florestas folhosas, ao contrário do território artificializado. No entanto, é preciso analisar com mais detalhe as classes que podem ser favoráveis, pois a intensificação das práticas agrícolas e de abandono da agricultura encontram-se entre as ameaças mais graves à manutenção dos sistemas agrícolas tradicionais e de toda a biodiversidade que deles depende.

A metodologia do trabalho, inerente às suas limitações, garantiu um bom conjunto de resultados que permitiram compreender quais as transições a nível da ocupação e uso do solo que ocorreram e como é que influenciaram a conectividade da paisagem, e consequentemente, os SE. Em contexto municipal, os resultados podem refletir abordagens com um enorme potencial para o planeamento do território, gestão do solo mais sustentável e suporte à tomada de decisão.

## 6.2. Limitações do estudo

Apesar da existência de um grande volume de informação sobre a ecologia e as métricas da paisagem, as principais limitações desta dissertação estão associadas ao facto de não se ter utilizado a carta de ocupação e uso do solo mais recente. A não utilização da carta está relacionada com o facto de não existir uma uniformização da legenda das diferentes cartas existentes e o facto da COS2015 apresentar um maior detalhe que as cartas CLC usadas, não permitindo uma interligação fácil.

As métricas estão correlacionadas entre si e algumas são redundantes, o que pode ser uma limitação para o presente estudo, dado que a análise da paisagem é sempre muito sensível à interpretação que é feita dos resultados obtidos. No entanto, as métricas utilizadas revelaram-se adequadas para a avaliação da fragmentação da paisagem.

As outras limitações do presente estudo são as limitações intrínsecas dos programas informáticos utilizados e, naturalmente, dos processos de simulação que não permitem levar em consideração todas as relações complexas que moldam a ocupação e uso do solo e influenciam a dinâmica da paisagem.

## 6.3. Desenvolvimentos futuros

O presente estudo poderá contribuir para o planeamento do território na medida em que permite determinar as alterações a nível da estrutura e fragmentação da paisagem.

Tratando-se de uma zona predominantemente rural, o envolvimento e sensibilização da população através da apresentação dos resultados obtidos é muito importante, dado que as consequências das atividades agrícolas têm um impacte elevado na conectividade da paisagem. Deste modo, seria relevante a realização de uma análise socioeconómica do concelho e posteriormente a criação de

estratégias e instrumentos de gestão apelativos de forma a melhorar as práticas de gestão e planeamento da paisagem e conservação da biodiversidade.

O estudo das implicações das alterações da ocupação e uso do solo na biodiversidade, por meio de ferramentas disponíveis no LCM, mas que não foram utilizadas na presente dissertação, é também um aspeto a desenvolver.

## Referências Bibliográficas

- Abdullah, S. A., & Nakagoshi, N. (2008). Changes in agricultural landscape pattern and its spatial relationship with forestland in the State of Selangor, peninsular Malaysia. *Landscape and Urban Planning*, 87(2), 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.05.008>
- Allen, T. F. H., O'Neill, R. V., & Hoekstra, T. W. (1984). Interlevel relations in ecological research and mangement: some working principles from hierarchy theory. U.S. Department of Agriculture, Forest Service - General Technical Report (Vol. RM-110). Fort Collins, Colorado. Republished in 1987, in *Journal of Applied Systems Analysis*. 14: 63-79.
- Amorim, J. (2015). Análise e modelação da ocupação e uso do solo: caso de estudo da bacia hidrográfica do rio Vez. Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Gestão Ambiental e Ordenamento do território. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima. Instituto Politécnico de Viana do Castelo. Obtido de [http://repositorio.ipvc.pt/bitstream/20.500.11960/1441/1/Joana\\_Amorim\\_13854.pdf](http://repositorio.ipvc.pt/bitstream/20.500.11960/1441/1/Joana_Amorim_13854.pdf)
- Antrop, M. (2000). Background concepts for integrated landscape analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77(1–2), 17–28. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00089-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00089-4)
- Antrop, M. (2004). Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 67(1–4), 9–26. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00026-4)
- APCOR. (2015). Montado. Associação Portuguesa da Cortiça. Obtido 22 de Agosto de 2018, de <http://www.apcor.pt/montado/#Montado>
- Balakeristanan, M. L., & Said, M. A. M. (2012). Land use land cover change detection using remote sensing application for land sustainability. Em *AIP Conference Proceedings* 1482 (pp. 425–430). American Institute of Physics. <https://doi.org/10.1063/1.4757507>
- Baral, H., Keenan, R. J., Sharma, S. K., Stork, N. E., & Kasel, S. (2014). Spatial assessment and mapping of biodiversity and conservation priorities in a heavily modified and fragmented production landscape in north-central Victoria, Australia. *Ecological Indicators*, 36, 552–562. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.022>
- Bastin, G. N., Ludwig, J. a, Eager, R. W., Chewings, V. H., & Liedloff, A. C. (2002). Indicators of landscape function: comparing patchiness metrics using remotely-sensed data from rangelands. *Ecological Indicators*, 1(4), 247–260. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00009-2](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00009-2)
- Batista, M. T. F. (2014). Modelação geográfica em processos de caracterização e avaliação da paisagem numa perspetiva transfronteiriça. Dissertação para a obtenção do grau de Doutor em Ciências do Ambiente. Universidade de Évora.
- Becker, C. G., Fonseca, C. R., Haddad, C. F. B., Batista, R. F., & Prado, P. I. (2007). Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*, 318(5857), 1775–1777. <https://doi.org/10.1126/science.1149374>
- Bennett, A. F. (2003). Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation (2.a ed.). Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2004.FR.1.en>
- Biasi, R., Brunori, E., Smiraglia, D., & Salvati, L. (2015). Linking traditional tree-crop landscapes and agro-biodiversity in central Italy using a database of typical and traditional products: a multiple risk assessment through a data mining analysis. *Biodiversity and Conservation*, 24(12), 3009–3031. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0994-5>
- Bock, M., Rossner, G., Wissen, M., Remm, K., Langanke, T., Lang, S., Klug, H., Blaschke, T., & Vrščaj, B. (2005). Spatial indicators for nature conservation from European to local scale. *Ecological Indicators*, 5, 322–338. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.018>
- Bormann, F. H., & Likens, G. E. (1979). Catastrophic disturbance and the steady state in Northern Hardwood Forests: a new look at the role of disturbance in the development of forest ecosystems suggest important implications for land-use policies. *American Scientist*, 67(6), 660–669.
- Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2–3), 616–626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>

- Brown, P. W., & Schulte, L. A. (2011). Agricultural landscape change (1937-2002) in three townships in Iowa, USA. *Landscape and Urban Planning*, 100(3), 202–212. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.007>
- Caetano, M., & Marcelino, F. (2017). CORINE Land Cover de Portugal Continental 1990- 2000-2006-2012. Direção-Geral do Território (DGT).
- Casimiro, P. C. (2000). Uso do solo – ecologia da paisagem: perspectivas de uma nova abordagem do estudo da paisagem em geografia. *Geolnova*, 1–18.
- Casimiro, P. C. (2009). Estrutura, composição e configuração da paisagem – conceitos e princípios para a sua quantificação no âmbito da ecologia da paisagem. *Revista Portuguesa de Estudos Regionais*, 20, 75–99.
- Ceccarelli, T., Bajocco, S., Perini, L. L., & Salvati, L. (2014). Urbanisation and land take of high quality agricultural soils - Exploring long-term land use changes and land capability in Northern Italy. *International Journal of Environmental Research*, 8(1), 181–192.
- Chaudhary, S., McGregor, A., Houston, D., & Chettri, N. (2015). The evolution of ecosystem services: a time series and discourse-centered analysis. *Environmental Science & Policy*, 54, 25–34. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.025>
- Chisingui, A. V. (2017). Análise da paisagem e das alterações de uso/ocupação do solo no Lubango e arredores. Dissertação para a obtenção do grau de Doutor em Ciências do Ambiente. Universidade de Évora.
- Clark Labs. (2018a). IDRISI GIS Analysis in TerrSet. Obtido 26 de Setembro de 2018, de <https://clarklabs.org/terrset/idrisi-gis/>
- Clark Labs. (2018b). TerrSet geospatial monitoring and modeling software. Obtido 26 de Setembro de 2018, de <https://clarklabs.org/terrset/>
- CM de Avis. (2013a). Montado de Sobro e Azinho. Câmara Municipal de Avis. Obtido 22 de Agosto de 2018, de [http://www.cm-avis.pt/index.php?option=com\\_content&view=article&id=357&Itemid=841](http://www.cm-avis.pt/index.php?option=com_content&view=article&id=357&Itemid=841)
- CM de Avis. (2013b). Plano municipal de defesa da floresta contra incêndios. ICNF e Câmara Municipal de Avis.
- Costanza, R. (2008). Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141(2), 350–352. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.020>
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., & Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 28, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
- Cushman, S. A., & Huettmann, F. (Eds.). (2010). *Spatial complexity, informatics, and wildlife conservation*. Tokyo: Springer Japan. <https://doi.org/10.1007/978-4-431-87771-4>
- Cushman, S. A., Landguth, E. L., & Flather, C. H. (2012). Evaluating the sufficiency of protected lands for maintaining wildlife population connectivity in the U.S. northern Rocky Mountains. *Diversity and Distributions*, 18(9), 873–884. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00895.x>
- Cushman, S. A., McGarigal, K., & Neel, M. C. (2008). Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators*, 8(5), 691–703. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.12.002>
- Daily, G. C. (1997). *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington, D.C.: Island Press. <https://doi.org/doi:10.1017/S1367943098221123>
- Dale, V. H., & Kline, K. L. (2013). Issues in using landscape indicators to assess land changes. *Ecological Indicators*, 28, 91–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.10.007>



- de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Dee, N., Baker, J., Neil, D., Duke, K., Whitman, I., & Fahringer, D. (1973). An environmental evaluation system for water resource planning. *Water Resources Research*, 9(3), 523–535.
- Defries, R. S., Foley, J. A., & Asner, G. P. (2004). Land-use choice: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(5), 249–257. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0249:LCBHNA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0249:LCBHNA]2.0.CO;2)
- DGRF. (2006). Incêndios florestais: relatório de 2005. Direção-Geral dos Recursos Florestais. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas.
- DGT. (2014). Uso e ocupação do solo em Portugal Continental: avaliação e cenário futuros. Lisboa: Direção-Geral do Território (DGT).
- DGT. (2017a). Áreas das freguesias, concelhos, distritos e país da CAOP 2017. Direção-Geral do Território. Obtido 19 de Julho de 2018, de [http://www.dgterritorio.pt/cartografia\\_e\\_geodesia/cartografia/carta\\_administrativa\\_oficial\\_de\\_portugal\\_caop/caop\\_\\_download\\_/carta\\_administrativa\\_oficial\\_de\\_portugal\\_\\_versao\\_2017\\_\\_em\\_vigor/](http://www.dgterritorio.pt/cartografia_e_geodesia/cartografia/carta_administrativa_oficial_de_portugal_caop/caop__download_/carta_administrativa_oficial_de_portugal__versao_2017__em_vigor/)
- DGT. (2017b). Carta Administrativa Oficial de Portugal - Versão 2017. Direção-Geral do Território. Obtido 10 de Setembro de 2018, de [http://www.dgterritorio.pt/cartografia\\_e\\_geodesia/cartografia/carta\\_administrativa\\_oficial\\_de\\_portugal\\_caop/caop\\_\\_download\\_/carta\\_administrativa\\_oficial\\_de\\_portugal\\_\\_versao\\_2017\\_\\_em\\_vigor/](http://www.dgterritorio.pt/cartografia_e_geodesia/cartografia/carta_administrativa_oficial_de_portugal_caop/caop__download_/carta_administrativa_oficial_de_portugal__versao_2017__em_vigor/)
- DGT. (2017c). Cartografia CORINE Land Cover. Direção-Geral do Território. Obtido 28 de Setembro de 2018, de [http://www.dgterritorio.pt/dados\\_abertos/clc/](http://www.dgterritorio.pt/dados_abertos/clc/)
- DGT. (2018a). Carta de Ocupação do solo para Portugal Continental - Versão 2015. Direção-Geral do Território. Obtido 10 de Setembro de 2018, de [http://www.dgterritorio.pt/noticias/dgt\\_disponibiliza\\_a\\_carta\\_de\\_uso\\_e\\_ocupacao\\_do\\_solo\\_\\_cos\\_\\_para\\_2015/](http://www.dgterritorio.pt/noticias/dgt_disponibiliza_a_carta_de_uso_e_ocupacao_do_solo__cos__para_2015/)
- DGT. (2018b). Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental (COS). Direção-Geral do Território. Obtido 28 de Setembro de 2018, de [http://www.dgterritorio.pt/dados\\_abertos/cos/](http://www.dgterritorio.pt/dados_abertos/cos/)
- DGT. (2018c). Cartografia de Uso e Ocupação do Solo (COS, CLC e Copernicus). Direção-Geral do Território. Obtido 22 de Agosto de 2018, de [http://www.dgterritorio.pt/cartografia\\_e\\_geodesia/cartografia/cartografia\\_tematica/cartografia\\_de\\_uso\\_e\\_ocupacao\\_do\\_solo\\_\\_cos\\_clc\\_e\\_copernicus/](http://www.dgterritorio.pt/cartografia_e_geodesia/cartografia/cartografia_tematica/cartografia_de_uso_e_ocupacao_do_solo__cos_clc_e_copernicus/)
- DGT. (2018d). Especificações Técnicas da Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS) de Portugal Continental para 1995, 2007, 2010 e 2015. Direção-Geral do Território.
- Di Gregorio, A., & Jansen, L. J. M. (1998). Land cover classification system (LCCS): classification concepts and user manual. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Driscoll, D. A., Banks, S. C., Barton, P. S., Lindenmayer, D. B., & Smith, A. L. (2013). Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(10), 605–613. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.06.010>
- Eastman, J. R. (2016). TerrSet: geospatial monitoring and modeling software. Clark Labs. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- EEA. (2006). Land accounts for Europe 1990–2000: Towards integrated land and ecosystem accounting. European Environmental Agency. Copenhagen. Obtido de [https://www.eea.europa.eu/publications/eea\\_report\\_2006\\_11](https://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2006_11)
- EEA. (2011). Landscape fragmentation in Europe. European Environmental Agency. Copenhagen. <https://doi.org/10.2800/78322>
- Ehrlich, P. R., & Mooney, H. A. (1983). Extinction, substitution, and ecosystem services. *BioScience*, 33(4), 248–254. <https://doi.org/10.2307/1309037>

- Elliff, C. I., & Kikuchi, R. K. P. (2015). The ecosystem service approach and its application as a tool for integrated coastal management. *Natureza & Conservação*, 13(2), 105–111. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.10.001>
- Ellis, E. A., Bentrup, G., & Schoeneberger, M. M. (2004). Computer-based tools for decision support in agroforestry: current state and future needs. *Agroforestry Systems*, 61, 401–421. <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000029015.64463.65>
- Ellis, E. C. (2011). Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 369, 1010–1035. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0331>
- Ellis, E. C., & Ramankutty, N. (2008). Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8), 439–447. <https://doi.org/10.1890/070062>
- Epps, C. W., & Keyghobadi, N. (2015). Landscape genetics in a changing world: disentangling historical and contemporary influences and inferring change. *Molecular Ecology*, 24, 6021–6040. <https://doi.org/10.1111/mec.13454>
- Eriksson, M., Samuelson, L., Jägrud, L., Mattsson, E., Celander, T., Malmer, A., Bengtsson, K., Johansson, O., Schaaf, N., Svending, O., & Tengberg, A. (2018). Water, forests, people: the swedish experience in building resilient landscapes. *Environmental Management*, 62(1), 45–57. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1066-x>
- ESRI. (2018a). About ArcGIS - the mapping and analytics platform. Environmental Systems Research Institute. Obtido 26 de Setembro de 2018, de <https://www.esri.com/en-us/arcgis/about-arcgis/overview>
- ESRI. (2018b). What is GIS? | Geographic Information System Mapping Technology. Environmental Systems Research Institute. Obtido 24 de Setembro de 2018, de <https://www.esri.com/en-us/what-is-gis/overview>
- Fagerholm, N., Käyhkö, N., & Van Eetvelde, V. (2013). Landscape characterization integrating expert and local spatial knowledge of land and forest resources. *Environmental Management*, 52(3), 660–682. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0121-x>
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Faltan, V., Bánovský, M., & Blažek, M. (2011). Evaluation of land cover changes after extraordinary windstorm by using the land cover metrics: a case study on the High Tatras Foothill. *Geografie*, 116(2), 156–171. Obtido de [http://geography.cz/sbornik/wp-content/uploads/2011/06/g11-2-5faltan\\_banovsky\\_blazek.pdf](http://geography.cz/sbornik/wp-content/uploads/2011/06/g11-2-5faltan_banovsky_blazek.pdf)
- Fang, X., Zhao, W., Fu, B., & Ding, J. (2015). Landscape service capability, landscape service flow and landscape service demand: a new framework for landscape services and its use for landscape sustainability assessment. *Progress in Physical Geography*, 39(6), 1–20. <https://doi.org/10.1177/0309133315613019>
- FAO. (2016). Global forest resources assessment 2015 - How are the world's forests changing? Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://doi.org/10.1002/2014GB005021>
- Farber, S., Costanza, R., Childers, D. L., Erickson, J., Gross, K., Grove, M., Hopkinson, C. S., Kahn, J., Pincetl, S., Troy, A., Warren, P., & Wilson, M. (2006). Linking ecology and economics for ecosystem management. *BioScience*, 56(2), 117–129. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)056\[0121:LEAEFE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)056[0121:LEAEFE]2.0.CO;2)
- Farina, A. (2006). Principles and methods in landscape ecology: toward a science of landscape. (H. Décamps, B. Tress, & G. Tress, Eds.) (Vol. 3). Dordrecht: Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-8984-0>
- Fazal, S., Geertman, S. C. M., & Toppen, F. J. (2012). Interpretation of trends in land transformations – a case of Green Heart Region (The Netherlands). *Natural Resources*, 3, 107–117. <https://doi.org/10.4236/nr.2012.33015>

- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265–280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>
- Fisher, B., & Turner, R. K. (2008). Ecosystem services: classification for valuation. *Biological Conservation*, 141(5), 1167–1169. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.02.019>
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- FISRWG. (1998). Stream corridor restoration – principles, processes and practices. Environmental Protection. The Federal Interagency Stream Restoration Working Group.
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309, 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Forman, R. T. T. (1995). *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions* (1.a ed.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Forman, R. T. T., & Godron, M. (1981). Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*, 31(10), 733–740. <https://doi.org/10.2307/1308780>
- Forman, R. T. T., & Godron, M. (1986). *Landscape ecology* (1.a ed.). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.2307/2402669>
- Franklin, J. F. (1994). Developing information essential to policy, planning, and management decision-making: the promise of GIS. Em V. A. Sample (Ed.), *Remote sensing and GIS in Ecosystem Management* (pp. 18–24). Washington, D.C.: Island Press. Obtido de [https://books.google.pt/books?hl=pt-PT&lr=&id=kAa8BwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Remote+Sensing+and+GIS+in+Ecosystem+Management+part+I+pdf&ots=HDTe1fsCEn&sig=syl0DwwmaAWFcjXGzMXymXuCUjs&redir\\_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.pt/books?hl=pt-PT&lr=&id=kAa8BwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Remote+Sensing+and+GIS+in+Ecosystem+Management+part+I+pdf&ots=HDTe1fsCEn&sig=syl0DwwmaAWFcjXGzMXymXuCUjs&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false)
- Greenberg, J. D., Logsdon, M. G., & Franklin, J. F. (2002). Introduction to geographic information systems (GIS). Em S. E. Gergel & M. G. Turner (Eds.), *Learning landscape ecology: a practice guide to concepts and techniques* (pp. 17–31). Springer-Verlag.
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. Em D. G. Raffaelli & C. L. J. Frid (Eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis* (pp. 110–139). Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>
- Harper, K. A., Macdonald, S. E., Burton, P. J., Chen, J., Brososke, K. D., Saunders, S. C., Euskirchen, E. S., Roberts, D. A. R., Jaiteh, M. S., & Esseen, P.-A. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19(3), 768–782. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>
- Hassan, Z., Shabbir, R., Ahmad, S. S., Malik, A. H., Aziz, N., Butt, A., & Erum, S. (2016). Dynamics of land use and land cover change (LULCC) using geospatial techniques: a case study of Islamabad Pakistan. *SpringerPlus*, 5(1), 1–11. <https://doi.org/10.1186/s40064-016-2414-z>
- Hay, G. J., Marceau, D. J., Dubé, P., & Bouchard, A. (2001). A multiscale framework for landscape analysis: object-specific analysis and upscaling. *Landscape Ecology*, 16(6), 471–490. <https://doi.org/10.1023/A:1013101931793>
- Heink, U., Hauck, J., Jax, K., & Sukopp, U. (2016). Requirements for the selection of ecosystem service indicators – The case of MAES indicators. *Ecological Indicators*, 61, 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.031>
- Helliwell, D. R. (1969). Valuation of wildlife resources. *Regional Studies*, 3(1), 41–47. <https://doi.org/10.1080/09595236900185051>
- Hoechstetter, S., Walz, U., Dang, L. H., & Thinh, N. X. (2008). Effects of topography and surface roughness in analyses of landscape structure – a proposal to modify the existing set of landscape metrics. *Landscape Online*, 3(1), 1–14. <https://doi.org/10.3097/LO.200803>

- Hooke, R. L. B., Martín-Duque, J. F., & Pedraza, J. (2012). Land transformation by humans: a review. *GSA Today*, 22(12), 4–10. <https://doi.org/10.1130/GSAT151A.1>
- Hulshoff, R. M. (1995). Landscape indices describing a Dutch landscape. *Landscape Ecology*, 10(2), 101–111. <https://doi.org/10.1007/BF00153827>
- ICN. (2006). Plano sectorial da Rede Natura 2000 – ficha do Sítio do Cabeção. Instituto de Conservação da Natureza.
- ICNF. (2017). Áreas Protegidas, Rede Natura e Sítios Ramsar em Portugal continental. Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas. Obtido 10 de Setembro de 2018, de <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/cart>
- IPBES. (sem data). About – What is IPBES?. The Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Obtido 7 de Maio de 2018, de <https://www.ipbes.net/about>
- ISA. (2018). EPIC WebGIS Portugal - Hipsometria. Instituto Superior de Agronomia. Obtido 10 de Setembro de 2018, de [http://epic-webgis-portugal.isa.ulisboa.pt/maps/epic\\_pt?startExtent=-1470351.8960175,4356390.2983044,-210669.67005315,5312770.3960754&maxExtent=-2226772,4257328,454026,5524348&visibleBackgroundLayer=Bing+Aerial&visibleLayers=Continente](http://epic-webgis-portugal.isa.ulisboa.pt/maps/epic_pt?startExtent=-1470351.8960175,4356390.2983044,-210669.67005315,5312770.3960754&maxExtent=-2226772,4257328,454026,5524348&visibleBackgroundLayer=Bing+Aerial&visibleLayers=Continente)
- Jaeger, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15, 115–130. <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>
- Judge, W. J., & Sebastian, L. (Eds.). (1988). Quantifying the present and predicting the past: theory, method, and application of archeological predictive modeling (1.a ed.). Denver, Colorado: U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Land Management Service Center.
- Kaimowitz, D., & Angelsen, A. (1998). Economic models of tropical deforestation: a review. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research. <https://doi.org/10.17528/cifor/000341>
- Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R., & Boucher, T. (2007). Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science*, 316, 1866–1869. <https://doi.org/10.1126/science.1140170>
- Keitt, T. H., Urban, D. L., & Milne, B. T. (1997). Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Ecology and Society*, 1(1), 1–16. <https://doi.org/10.5751/ES-00015-010104>
- Kolasa, J., & Rollo, C. D. (1991). Introduction: the heterogeneity of heterogeneity – a glossary. *Ecological Heterogeneity*. [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3062-5\\_1](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3062-5_1)
- Kotliar, N. B., & Wiens, J. A. (1990). Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*, 59(2), 253. <https://doi.org/10.2307/3545542>
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Kuyah, S., Öborn, I., Jonsson, M., Dahlin, A. S., Barrios, E., Muthuri, C., Malmer, A., Nyaga, J., Magaju, C., Namirembe, S., Nyberg, Y., & Sinclair, F. L. (2016). Trees in agricultural landscapes enhance provision of ecosystem services in Sub-Saharan Africa. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 12(4), 255–273. <https://doi.org/10.1080/21513732.2016.1214178>
- La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M. L., Liqueste, C., Egoh, B., Geneletti, D., & Crossman, N. D. (2017). Ecosystem services classification: a systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators*, 74, 392–402. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030>
- Lambin, E. F. (1997). Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography*, 21(3), 375–393. <https://doi.org/10.1177/030913339702100303>
- Lang, S., & Langanke, T. (2005). Multiscale GIS tools for site management. *Journal for Nature Conservation*, 13, 185–196. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2005.02.003>

- Lang, S., & Tiede, D. (2003). vLATE Extension für ArcGIS – vektorbasiertes tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. ESRI Anwenderkonferenz 2003 Innsbruck, 1–10. Obtido de [https://www.researchgate.net/publication/258892081\\_vLATE\\_Extension\\_fur\\_ArcGIS\\_-\\_vektorbasiertes\\_Tool\\_zur\\_quantitativen\\_Landschaftsstrukturanalyse?enrichId=rgreq-c8a8c177163df1643725e4c18cb9bf0f-XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWdIOz1ODg5MjA4MTtBUzoxMDI1NDEyMjQz](https://www.researchgate.net/publication/258892081_vLATE_Extension_fur_ArcGIS_-_vektorbasiertes_Tool_zur_quantitativen_Landschaftsstrukturanalyse?enrichId=rgreq-c8a8c177163df1643725e4c18cb9bf0f-XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWdIOz1ODg5MjA4MTtBUzoxMDI1NDEyMjQz)
- Langanke, T., Rossner, G., Vrščaj, B., Lang, S., & Mitchley, J. (2005). Selection and application of spatial indicators for nature conservation at different institutional levels. *Journal for Nature Conservation*, 13, 101–114. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2005.01.005>
- Lausch, A., Blaschke, T., Haase, D., Herzog, F., Syrbe, R.-U., Tischendorf, L., & Walz, U. (2015). Understanding and quantifying landscape structure – a review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecological Modelling*, 295, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018>
- Lausch, A., & Herzog, F. (2002). Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*, 2, 3–15. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00053-5](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00053-5)
- Lautenbach, S., Kugel, C., Lausch, A., & Seppelt, R. (2011). Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. *Ecological Indicators*, 11(2), 676–687. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.09.007>
- Legendre, P., & Fortin, M. J. (1989). Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80(2), 107–138. <https://doi.org/10.1007/BF00048036>
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). Numerical ecology. *Developments in Environmental Modelling* (Vol. 24). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier B.V.
- Li, F., Wang, R., Hu, D., Ye, Y., Yang, W., & Liu, H. (2014). Measurement methods and applications for beneficial and detrimental effects of ecological services. *Ecological Indicators*, 47, 102–111. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.032>
- Li, H., & Reynolds, J. F. (1994). A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology*, 75(8), 2446–2455. <https://doi.org/10.2307/1940898>
- Li, H., & Wu, J. (2004). Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, 19(4), 389–399. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000030441.15628.d6>
- Liu, S., Dong, Y., Deng, L., Liu, Q., Zhao, H., & Dong, S. (2014). Forest fragmentation and landscape connectivity change associated with road network extension and city expansion: a case study in the Lancang River Valley. *Ecological Indicators*, 36, 160–168. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.07.018>
- Mancinelli, R., Di Felice, V., Radicetti, E., & Campiglia, E. (2015). Impact of land ownership and altitude on biodiversity evaluated by indicators at the landscape level in Central Italy. *Land Use Policy*, 45, 43–51. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.008>
- Marcucci, D. J. (2000). Landscape history as a planning tool. *Landscape and Urban Planning*, 49(1–2), 67–81. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00054-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00054-2)
- Marsh, W. M. (1998). *Landscape planning: environmental applications* (3.a ed.). New York: John Wiley & Sons, Ltd.
- Marull, J., Otero, I., Stefanescu, C., Tello, E., Miralles, M., Coll, F., Pons, M., & Diana, G. L. (2015). Exploring the links between forest transition and landscape changes in the Mediterranean. Does forest recovery really lead to better landscape quality? *Agroforestry Systems*, 89(4), 705–719. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9808-8>
- Mas, J.-F., Kolb, M., Paegelow, M., Olmedo, M. C., & Houet, T. (2014). Modelling land use/cover changes : a comparison of conceptual approaches and softwares. *Environmental Modelling and Software*, 51, 94–111. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.09.010>
- Mather, A. S. (1999). Land use and cover change. *Land Use Policy*, 16(3), 143. [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(99\)00016-2](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(99)00016-2)

- McGarigal, K. (sem data). Models of landscape structure. Obtido 5 de Junho de 2018, de <https://pdfs.semanticscholar.org/758f/6a185572ceca38702316b1b42e97373423d0.pdf>
- McGarigal, K. (2002). Landscape pattern metrics. *Encyclopedia of environmetrics*, 7. <https://doi.org/10.1002/9780470057339.val006.pub2>
- McGarigal, K. (2012). Landscape pattern metrics. *Encyclopedia of Environmetrics Second Edition*, 10. <https://doi.org/10.1002/9780470057339.val006.pub2>
- McGarigal, K. (2015). FRAGSTATS v4.2. FRAGSTATS HELP, 182. Obtido de <https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>
- McGarigal, K., Cushman, S. A., & Ene, E. (2012). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. Obtido 25 de Setembro de 2018, de <https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- McGarigal, K., & Marks, B. J. (1994). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2005\)131:1\(94\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2005)131:1(94)) CE
- McGarigal, K., & Marks, B. J. (1995). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. United States Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351>
- McGarigal, K., Tagil, S., & Cushman, S. A. (2009). Surface metrics: an alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. *Landscape Ecology*, 24(3), 433–450. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9327-y>
- MEA. (2005a). Ecosystems and human well-being: current state and trends. (R. Hassan, R. Scholes, & N. Ash, Eds.). Washington, D.C. Millenium Ecosystem Assessment: Island Press.
- MEA. (2005b). Ecosystems and human well-being: synthesis (Vol. 5). Washington, D.C. Millenium Ecosystem Assessment: Island Press. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Mertens, B., & Lambin, E. F. (1997). Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon. *Applied Geography*, 17(2), 143–162. [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(97\)00032-5](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(97)00032-5)
- Meyer, W. B., & Turner II, B. L. (1996). Land-use/land-cover change: challenges for geographers. *GeoJournal*, 39(3), 237–240. <https://doi.org/10.1007/BF00188373>
- Moser, D., Zechmeister, H. G., Plutzar, C., Sauberer, N., Wrбка, T., & Grabherr, G. (2002). Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology*, 17, 657–669. <https://doi.org/10.1023/A:1021513729205>
- Munroe, D. K., Croissant, C., & York, A. M. (2005). Land use policy and landscape fragmentation in an urbanizing region: assessing the impact of zoning. *Applied Geography*, 25(2), 121–141. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2005.03.004>
- Myers, N. (1980). The present status and future prospects of tropical moist forests. *Environmental Conservation*, 7(2), 101–114.
- NRCS. (1999). Conservation corridor planning at the landscape level - managing for wildlife habitat. (C. D. Calhoun, Ed.). Natural Resources Conservation Service. United States Department of Agriculture.
- O'Neill, R. V., Riitters, K. H., Wickham, J. D., & Jones, K. B. (1999). Landscape pattern metrics and regional assessment. *Ecosystem Health*, 5(4), 225–233. <https://doi.org/10.1046/j.1526-0992.1999.09942.x>
- O'Neill, R. V., Jones, K., Ritters, K., Wickham, J., & Goodman, I. (1994). Landscape monitoring and assessment research plan. Washington, D.C. Obtido de <https://tamug-ir.tdl.org/tamug-ir/handle/1969.3/27769>
- O'Neill, R. V., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D. L., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Christensen, S. W., Dale, V. H., & Graham, R. L. (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1(3), 153–162. <https://doi.org/10.1007/BF00162741>

- Padilla, F. M., Vidal, B., Sánchez, J., & Pugnaire, F. I. (2010). Land-use changes and carbon sequestration through the twentieth century in a mediterranean mountain ecosystem: implications for land management. *Journal of Environmental Management*, 91(12), 2688–2695. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.07.031>
- Painho, M., & Caetano, M. (2006). *Cartografia de ocupação do solo para Portugal Continental, 1985-2000*. Amadora. Instituto do Ambiente.
- Pearce, F. (2017). Return of the trees: how restoring natural forests can stem climate change and revive rural communities. (Ed Fenton, Ed.). Brussels, Belgium: FERN - Making the EU work for people & forests. Obtido de [www.fern.org](http://www.fern.org)
- Peng, J., Wang, Y., Zhang, Y., Wu, J., Li, W., & Li, Y. (2010). Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. *Ecological Indicators*, 10(2), 217–223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.04.017>
- Pickett, S. T. A., & Cadenasso, M. L. (1995). Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science*, 269(5222), 331–334. <https://doi.org/10.1126/science.269.5222.331>
- PORDATA. (2015). População empregada segundo os Censos 2011, por setor de atividade económica. Obtido 10 de Setembro de 2018, de <https://www.pordata.pt/DB/Municipios/Ambiente+de+Consulta/Tabela>
- PORDATA. (2018a). Densidade populacional para a sub-região do Alto Alentejo. Obtido 10 de Setembro de 2018, de <https://www.pordata.pt/DB/Municipios/Ambiente+de+Consulta/Tabela>
- PORDATA. (2018b). Densidade populacional para o Município de Avis. Obtido 10 de Setembro de 2018, de <https://www.pordata.pt/DB/Municipios/Ambiente+de+Consulta/Tabela>
- PORDATA. (2018c). Índice de envelhecimento para o Município de Avis. Obtido 10 de Setembro de 2018, de <https://www.pordata.pt/DB/Municipios/Ambiente+de+Consulta/Tabela>
- PORDATA. (2018d). População residente, por faixa etária do Município de Avis. Obtido 10 de Setembro de 2018, de <https://www.pordata.pt/DB/Municipios/Ambiente+de+Consulta/Tabela>
- PORDATA. (2018e). População residente para a sub-região do Alto Alentejo. Obtido 10 de Setembro de 2018, de <https://www.pordata.pt/DB/Municipios/Ambiente+de+Consulta/Tabela>
- PORDATA. (2018f). População residente para o Município de Avis. Obtido 10 de Setembro de 2018, de <https://www.pordata.pt/DB/Municipios/Ambiente+de+Consulta/Tabela>
- Reed, J., van Vianen, J., Folli, S., Clendenning, J., Yang, K., MacDonald, M., Petrokofsky, G., Padoch, C., & Sunderland, T. (2017). Trees for life: The ecosystem service contribution of trees to food production and livelihoods in the tropics. *Forest Policy and Economics*, 84, 62–71. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.01.012>
- Rempel, R. S. (2008). Patch Analyst for ArcGIS. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Ontario Ministry of Natural Resources. Lakehead University. Obtido de <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempe/patch/images/patchanalyst.pdf>
- Rempel, R. S., Kaukinen, D., & Carr, A. P. (2012). Patch Analyst and Patch Grid. Obtido 26 de Setembro de 2018, de [http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/Patch5\\_2\\_Install.htm](http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/Patch5_2_Install.htm)
- Renshaw, E., & Ford, E. D. (1984). The description of spatial pattern using two-dimensional spectral analysis. *Vegetatio*, 56(2), 75–85. Obtido de <http://www.springerlink.com/index/U85W83X66L318U7U.pdf>
- Renwick, A., Jansson, T., Verburg, P. H., Revoredo-Giha, C., Britz, W., Gocht, A., & McCracken, D. (2013). Policy reform and agricultural land abandonment in the EU. *Land Use Policy*, 30(1), 446–457. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.04.005>
- Riebsame, W. E., Meyer, W. B., & Turner II, B. L. (1994). Modeling land use and land cover as part of global environmental change. *Climate Change*, 28, 45–64. <https://doi.org/10.1007/BF01094100>
- Riitters, K. H., O'Neill, R. V., Hunsaker, C. T., Wickham, J. D., Yankee, D. H., Timmins, S. P., Jones, K. B., & Jackson, B. L. (1995). A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, 10(1), 23–39. <https://doi.org/10.1007/BF00158551>

- Risser, P. G., Karr, J. R., & Forman, R. T. T. (1984). *Landscape ecology: directions and approaches*. Champaign: Illinois Natural History Survey. Obtido de [http://www.eoearth.org/article/Landscape\\_ecology](http://www.eoearth.org/article/Landscape_ecology)
- Rodrigues, J. C. C. (2017). *Landscape connectivity and Remote Sensing applications for assessing biodiversity patterns in desert environments*. Dissertação para a obtenção do grau de Doutor em Biodiversidade, Genética e Evolução. Departamento de Biologia. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- Sahalu, A. G. (2014). *Analysis of urban land use and land cover changes: a case study in Bahir Dar, Ethiopia*. Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Ciência das Tecnologias Geoespaciais. Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação (ISEGI), Universidade Nova de Lisboa.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L. R., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a Review. *Conservation Biology*, 5(1), 18–32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>
- Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C., & Rodríguez-Freire, M. (2011). Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, 11(2), 407–416. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.011>
- Schindler, S., Poirazidis, K., & Wrbka, T. (2008). Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: a case study from Dadia National Park, Greece. *Ecological Indicators*, 8(5), 502–514. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.06.001>
- Schmiegelow, F. K. A., & Mönkkönen, M. (2002). Habitat loss and fragmentation in dynamic landscape: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications*, 12(2), 375–389. <https://doi.org/10.2307/3060949>
- Schroth, G., & McNeely, J. A. (2011). Biodiversity conservation, ecosystem services and livelihoods in tropical landscapes: Towards a common agenda. *Environmental Management*, 48(2), 229–236. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9708-2>
- Singh, A. (1989). Digital change detection techniques using remotely-sensed data: review article. *International Journal of Remote Sensing*, 10(6), 989–1003. <https://doi.org/10.1080/01431168908903939>
- SNIAmb. (2018). Dados hidrográficos para Portugal. Sistema Nacional de Informação de Ambiente. Obtido 10 de Setembro de 2018, de <https://sniamb.apambiente.pt/content/geo-visualizador>
- SNIRH. (2018). Características da Albufeira do Maranhão. Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. Obtido 25 de Julho de 2018, de [https://snirh.apambiente.pt/index.php?idRef=MTE3Nw==&simbolo\\_redehidro=19J/01A](https://snirh.apambiente.pt/index.php?idRef=MTE3Nw==&simbolo_redehidro=19J/01A)
- Soares-Filho, B., Rodrigues, H., & Follador, M. (2013). A hybrid analytical-heuristic method for calibrating land-use change models. *Environmental Modelling and Software*, 43, 80–87. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.01.010>
- Southworth, J., Nagendra, H., & Tucker, C. (2002). Fragmentation of a landscape: incorporating landscape metrics into satellite analyses of land-cover change. *Landscape Research*, 27(3), 253–269. <https://doi.org/10.1080/01426390220149511>
- Spangenberg, J. H., & Settele, J. (2010). Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. *Ecological Complexity*, 7(3), 327–337. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2010.04.007>
- Stanturf, J. A., Palik, B. J., & Dumroese, R. K. (2014). Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *Forest Ecology and Management*, 331, 292–323. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.029>



- Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., de Vries, W., de Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., & Sorlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855–1–1259855–10. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Steffen, W., Sanderson, A., Tyson, P. D., Jäger, J., Matson, P. A., Moore III, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H. J., Turner II, B. L., & Wasson, R. J. (2004). Global change and the earth system: a planet under pressure - Executive Summary. (W. Steffen & S. Elliott, Eds.). Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3), 571–573. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- TEEB. (2008). The economics of ecosystems and biodiversity: an interim report. European Communities. <https://doi.org/10.1093/erae/jbr052>
- TEEB. (2010). The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations. The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849775489>
- Termorshuizen, J. W., & Opdam, P. (2009). Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology*, 24(8), 1037–1052. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9314-8>
- Tiede, D. (2012). Vector-based Landscape Analysis Tools (Extension for ArcGIS 10) 2.0 beta: V-LATE 2.0 beta. Obtido de <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=36f9728a895e4f5386bdec68be6d08ac>
- Tress, B., & Tress, G. (2001). Capitalising on multiplicity: a transdisciplinary systems approach to landscape research. *Landscape and Urban Planning*, 57(3–4), 143–157. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00200-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00200-6)
- Turner II, B. L., Kasperson, R. E., Meyer, W. B., Dow, K. M., Golding, D., Kasperson, J. X., Mitchell, R. C., & Ratick, S. J. (1990). Two types of global environmental change. *Global Environmental Change*, 1(1), 14–22. [https://doi.org/10.1016/0959-3780\(90\)90004-S](https://doi.org/10.1016/0959-3780(90)90004-S)
- Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20(1), 171–197. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>
- Turner, M. G. (1990). Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, 4(1), 21–30. <https://doi.org/10.1007/BF02573948>
- Turner, M. G., & Gardner, R. H. (Eds.). (1991). Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity. New York: Springer-Verlag.
- Turner, M. G., Gardner, R. H., & O'Neill, R. V. (2001). Landscape ecology in theory and practice – pattern and processes. New York: Springer. <https://doi.org/10.1007/b97434>
- Turner, M. G., O'Neill, R. V., Gardner, R. H., & Milne, B. T. (1989). Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 3(3–4), 153–162. <https://doi.org/10.1007/BF00131534>
- Uezu, A., Metzger, J. P., & Vielliard, J. M. E. (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123(4), 507–519. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.001>
- UNRIC. (2018). Relatório da ONU mostra população mundial cada vez mais urbanizada, mais de metade vive em zonas urbanizadas ao que se podem juntar 2,5 mil milhões em 2050. United Nations Regional Information Centre. Obtido 22 de Outubro de 2018, de <https://www.unric.org/pt/actualidade/31537-relatorio-da-onu-mostra-populacao-mundial-cada-vez-mais-urbanizada-mais-de-metade-vive-em-zonas-urbanizadas-ao-que-se-podem-juntar-25-mil-milhoes-em-2050>
- Urban, D. L., & Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82(5), 1205–1218. [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1205:LCAGTP\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1205:LCAGTP]2.0.CO;2)

- Urban, D. L., O'Neill, R. V., & Shugart, H. H. J. (1987). Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience*, 37(2), 119–127. <https://doi.org/doi:10.2307/1310366>
- Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R., & Mander, Ü. (2009). Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research. *Living Reviews in Landscape Research*, 3, 1–28. <https://doi.org/10.12942/lrlr-2009-1>
- van Doorn, A. M., & Pinto Correia, T. (2007). Differences in land cover interpretation in landscapes rich in cover gradients: reflections based on the montado of South Portugal. *Agroforestry Systems*, 70(2), 169–183. <https://doi.org/10.1007/s10457-007-9055-8>
- Vasudev, D., Fletcher, R. J., Goswami, V. R., & Krishnadas, M. (2015). From dispersal constraints to landscape connectivity: lessons from species distribution modeling. *Ecography*, 38(10), 967–978. <https://doi.org/10.1111/ecog.01306>
- Veldkamp, A., & Lambin, E. . (2001). Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 85(1–3), 1–6. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00199-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00199-2)
- Viana, H., & Aranha, J. (2008). Estudo da alteração da cobertura do solo no Parque Nacional da Peneda Gerês (1995 e 2007). Análise temporal dos padrões espaciais e avaliação quantitativa da estrutura da paisagem . Em X Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica (pp. 1–14).
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494–499. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>
- Walker, R., Drzyzga, S. A., Li, Y., Qi, J., Caldas, M., Arima, E., & Vergara, D. (2004). A behavioral model of landscape change in the Amazon basin: the colonist case. *Ecological Applications*, 14(4), S299–S312. <https://doi.org/10.1890/01-6004>
- Wallace, K. J. (2007). Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation*, 139(3–4), 235–246. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>
- Wiens, J. A. (1976). Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 7(1), 81–120. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.07.110176.000501>
- Wiens, J. A. (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3(4), 385. <https://doi.org/10.2307/2389612>
- Wiens, J. A., & Milne, B. T. (1989). Scaling of «landscapes» in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Landscape Ecology*, 3(2), 87–96. <https://doi.org/10.1007/BF00131172>
- Wingfield, M. J., Brouckhoff, E. G., Wingfield, B. D., & Slippers, B. (2015). Planted forest health: The need for a global strategy. *Science*, 349(6250), 832–836. <https://doi.org/10.1126/science.aac6674>
- With, K. A. (1997). The application of neutral landscape models in conservation biology. *Conservation Biology*, 11(5), 1069–1080. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96210.x>
- With, K. A. (1999). Is landscape connectivity necessary and sufficient for wildlife management? Em J. A. Rochelle, L. A. Lehmann, & J. Wisniewski (Eds.), *Forest Fragmentation: Wildlife and Management Implications* (pp. 97–115). Brill, Leiden, The Netherlands.
- Wolf, M., & Weissing, F. J. (2012). Animal personalities: consequences for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(8), 452–461. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.05.001>
- WorldClim - Global Climate Data. (2016). WorldClim Version2. Obtido 5 de Novembro de 2018, de <http://worldclim.org/version2>
- Wu, J. (2013). Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. *Landscape Ecology*, 28(1), 1–11. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9836-y>
- Wu, J., & Hobbs, R. (2002). Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology*, 17, 355–365. <https://doi.org/10.1023/A:1020561630963>
- Wu, J., & Hobbs, R. (2007). Landscape ecology: the state-of-the-science. Em J. Wu & R. J. Hobbs (Eds.), *Key Topics in Landscape Ecology* (pp. 271–287). Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511618581.016>

- Zaragozí, B., Belda, A., Linares, J., Martínez-Pérez, J. E., Navarro, J. T., & Esparza, J. (2012). A free and open source programming library for landscape metrics calculations. *Environmental Modelling & Software*, 31, 131–140. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.10.009>
- Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, K., & Swinton, S. M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64(2), 253–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>
- Zhang, Z., Zinda, J. A., Yang, Z., Yin, M., Ou, X., Xu, Q., & Yu, Q. (2017). Effects of topographic attributes on landscape pattern metrics based on redundancy ordination gradient analysis. *Landscape and Ecological Engineering*, 14(1), 67–77. <https://doi.org/10.1007/s11355-016-0322-6>

## **Legislação**

- Decreto-Lei n.º 155/2004, de 30 de junho. Estabelecimento das medidas de proteção ao sobreiro e à azinheira. *Diário da República, série I-A*, n.º 152/2004, 3967–3968. Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas. Lisboa.
- Decreto-Lei n.º 166/2008, de 22 de agosto. Regime jurídico da Reserva Ecológica Nacional. *Diário da República, série I*, n.º 162/2008, 5865–5884. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.
- Decreto-Lei n.º 199/2015, de 16 de setembro. Regime jurídico da Reserva Agrícola Nacional. *Diário da República, série I*, n.º 181/2015, 8123–8140. Ministério da Agricultura e do Mar. Lisboa.



## Anexo I – Definição e descrição das métricas

### Métricas ao nível da mancha

- **Área da mancha (A)** – área (ha) de cada mancha (eq. 1):

$$A = a_{ij} \left( \frac{1}{10\,000} \right) \quad (1)$$

Em que  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes. (1/10 000) corresponde à conversão de m<sup>2</sup> para hectares (ha).

- **Perímetro da mancha (P)** – perímetro (m) de cada mancha, incluindo os buracos do interior da mancha (eq. 2):

$$P = p_{ij} \quad (2)$$

Em que  $p_{ij}$  é o perímetro (m) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes.

- **Razão Perímetro/Área (Razão P/A)** – proporção entre o perímetro e a área de uma dada mancha (adimensional) (eq. 3):

$$\text{Razão P/A} = \frac{p_{ij}}{a_{ij}} \quad (3)$$

Em que  $p_{ij}$  é o perímetro (m) da mancha  $ij$ ,  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes.

A razão P/A é uma medida simples da complexidade da forma, mas não é padronizada. Um problema desta métrica é que varia com o tamanho da mancha.

- **Índice de Forma (SHAPE)** – proporção normalizada da razão P/A (adimensional) na qual a complexidade da forma da mancha é ajustada a um padrão circular (formato vetor) do mesmo tamanho, aliviando assim o problema de dependência de tamanho da razão P/A. O cálculo é efetuado através da equação 4 para formato vetor:

$$\text{SHAPE} = \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi * a_{ij}}} \quad (4)$$

Em que  $p_{ij}$  é o perímetro (m) da mancha  $ij$ ,  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes.

- **Índice da Dimensão Fractal (FRAC)** – índice de forma normalizado com base na razão perímetro-área (adimensional) em que o perímetro e a área são transformados em logaritmos. Calcula-se pela equação 5 para formato vetor:

$$FRAC = \frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \quad (5)$$

Em que  $p_{ij}$  é o perímetro (m) da mancha  $ij$ ,  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes.

### **Métricas ao nível da classe**

- **Número de manchas (NP)** – número de amostras (adimensional) correspondentes a cada tipo de mancha (classe) (eq. 6):

$$NP = n_i \quad (6)$$

Em que  $n_i$ , representa o número de manchas na paisagem do tipo de mancha (classe)  $i$ .

- **Área de classe (CA)** – área (ha) de cada tipo de mancha, ou seja, representa a área total de cada classe (eq. 7):

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left( \frac{1}{10\,000} \right) \quad (7)$$

Em que  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ). (1/10 000) corresponde à conversão de m<sup>2</sup> para ha.

- **Proporção da classe ( $p_i$ )** – uma das informações mais simples e talvez mais úteis de calcular é a proporção da paisagem ocupada (%) por cada tipo de manchas em relação ao mapa inteiro (eq. 8):

$$p_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} \times 100 \quad (8)$$

Em que  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes),  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ) e  $A$  é a área total da paisagem (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ . Multiplica-se por 100 para converter em percentagem.

Esta estatística é útil como uma métrica da paisagem, embora os desvios dos  $p_i$  do valor esperado possam ser um indicador útil da heterogeneidade da paisagem.

- **Margem Total (TE)** – comprimento total (m) de todos os segmentos da margem de um determinado tipo de mancha (classe) (eq. 9):

$$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik} \quad (9)$$

Em que  $e_{ik}$  é o comprimento total (m) da mancha  $ik$ ,  $i$  e  $k$ , representam o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $m$ , é o número de tipos de manchas presentes na paisagem, incluindo a margem da paisagem, se presente.

- **Margem média da mancha (MPE)** – média de todas as margens (m) de um determinado tipo de mancha (classe) (eq. 10):

$$MPE = \frac{TE}{NP} \quad (10)$$

Em que TE é o comprimento (m) de todos os segmentos da margem de um determinado tipo de mancha (classe) e NP é o número de amostras correspondente a cada tipo de mancha (classe).

- **Média do tamanho da mancha (MPS)** – média do tamanho das manchas (ha) existentes de um determinado tipo de mancha (classe) (eq. 11):

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left( \frac{1}{10\,000} \right) \quad (11)$$

Em que  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes),  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ) e  $n_i$ , representa o número de manchas na paisagem do tipo de mancha (classe)  $i$ . (1/10 000) corresponde à conversão de m<sup>2</sup> para ha.

- **Desvio padrão do tamanho da mancha (PSSD)** – desvio padrão do tamanho das manchas (ha) de um dado tipo de mancha (classe) (eq. 12):

$$PSSD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[ a_{ij} - \left( \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \right) \right]^2}{n_i}} \left( \frac{1}{10\,000} \right) \quad (12)$$

Em que  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes),  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ) e  $n_i$ , representa o número de manchas na paisagem do tipo de mancha (classe)  $i$ . (1/10 000) corresponde à conversão de m<sup>2</sup> para ha.

- **Média do Índice de Forma (MSI)** – média do índice de forma (SHAPE) das manchas (adimensional) de um dado tipo de mancha (classe). O cálculo pode ser feito pela equação 13 para formato vetor:

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi} * a_{ij}} \right)}{n_i} \quad (13)$$

Em que  $p_{ij}$  é o perímetro (m) da mancha  $ij$ ,  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ) e  $n_i$ , representa o número de manchas na paisagem do tipo de mancha (classe)  $i$ .

- **Dimensão média dos fractais (MFRAC)** – corresponde à média do índice da dimensão fractal (FRAC) das manchas (adimensional) de um determinado tipo de mancha. Calcula-se a partir da equação 14 para formato vetor:

$$MFRAC = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right)}{n_i} \quad (14)$$

Em que  $p_{ij}$  é o perímetro (m) da mancha  $ij$ ,  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ) e  $n_i$ , representa o número de manchas na paisagem do tipo de mancha (classe)  $i$ .

- **Média da Razão Perímetro/Área (MPAR)** – corresponde à média da razão P/A (adimensional) das manchas de uma determinada classe (eq. 15):

$$MPAR = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{a_{ij}} \right)}{n_i} \quad (15)$$

Em que  $p_{ij}$  é o perímetro (m) da mancha  $ij$ ,  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes),  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ) e  $n_i$ , representa o número de manchas na paisagem do tipo de mancha (classe)  $i$ .

- **Número de Áreas Centrais (NCA)** – número de áreas centrais disjuntas (adimensional) contidas numa determinada classe (eq. 16):

$$NCA = \sum_{j=1}^n n_{ij}^c \quad (16)$$

Em que  $n_{ij}^c$  é o número de áreas principais disjuntas na mancha  $ij$  com base na largura do buffer especificada (m),  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ).

- **Área Central Total (TCA)** – área central (ha) todas as manchas existentes em cada tipo de mancha (classe) (eq. 17):

$$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left( \frac{1}{10\,000} \right) \quad (17)$$

Em que  $a_{ij}^c$  é a área central (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$  com base na largura do buffer especificada (m),  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ). (1/10 000) corresponde à conversão de m<sup>2</sup> para ha.

- **Índice Área Central Total (TCAI)** – percentagem (%) da área central de um dado tipo de mancha (classe) numa paisagem com base numa largura de margem especificada (eq. 18):

$$TCAI = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} * 100 \quad (18)$$



Em que  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $a_{ij}^c$  é a área central (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$  com base na largura do buffer especificada (m),  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ).

- **Índice de Divisão da paisagem (DIVISION)** – baseado na distribuição cumulativa da área da mancha e é interpretado como a probabilidade de que dois pixels escolhidos aleatoriamente na paisagem não estejam situados na mesma mancha de uma dada classe (adimensional) (eq. 19):

$$DIVISION = 1 - \sum_{j=1}^n \left( \frac{a_{ij}}{A} \right)^2 \quad (19)$$

Em que  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $A$  é a área total da paisagem (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$  com base na largura do buffer especificada (m),  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ).

- **Índice de Fragmentação (SPLIT ou S)** – baseado na distribuição cumulativa da área da mancha e é interpretado como o número de malha efetiva ou o número de manchas obtidas com a subdivisão da paisagem em manchas de tamanho igual quando o tipo de mancha correspondente é subdividido em manchas  $S$ , em que  $S$  é o valor do índice de fragmentação (adimensional). Calcula-se através da equação 20:

$$S = \frac{A^2}{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2} \quad (20)$$

Em que  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $A$  é a área total da paisagem (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$  com base na largura do buffer especificada (m),  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ).

- **Tamanho Efetivo da Malha (MESH)** – baseado na distribuição cumulativa da área da mancha e é interpretado como o tamanho das manchas (ha) quando a classe correspondente é subdividida em manchas  $S$ , em que  $S$  é o valor do índice de divisão. O MESH e o DIVISION são redundantes, ou seja, eles são perfeitamente, mas inversamente correlacionados. Enquanto que, DIVISION é interpretado como uma probabilidade, MESH é dado como uma área. O cálculo é feito a partir da equação 21:

$$MESH = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}{A} \left( \frac{1}{10\,000} \right) \quad (21)$$

Em que  $a_{ij}$  é a área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ,  $A$  é a área total da paisagem (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$  com base na largura do buffer especificada (m),  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ). (1/10 000) corresponde à conversão de m<sup>2</sup> para ha.

### **Métricas ao nível da paisagem**

- **Número total de manchas** ( $NP_p$ ) – número total de amostras (adimensional) de uma determinada paisagem (eq. 22):

$$NP_p = N \quad (22)$$

Em que N, representa o número total de manchas existentes na paisagem.

- **Área total** (TA) – área total (ha) de uma dada paisagem (eq. 23):

$$TA = A \left( \frac{1}{10\,000} \right) \quad (23)$$

Em que A é a área total ( $m^2$ ) da paisagem e  $(1/10\,000)$  corresponde à conversão de  $m^2$  para ha.

- **Margem total** ( $TE_p$ ) – comprimento total (m) de todos os segmentos da margem de uma determinada paisagem (eq. 24):

$$TE_p = E \quad (24)$$

Em que E é o comprimento total (m) da margem de uma paisagem; inclui fronteiras e segmentos de margem de fundo se o utilizador decidir tratar as fronteiras e o plano de fundo como margens, caso contrário, só os segmentos de fronteira que representam a margem verdadeira são incluídos.

- **Densidade da margem** (ED) – densidade (m/ha) da margem de todos os tipos de mancha de uma paisagem (eq. 25):

$$ED = \frac{E}{A} * 10\,000 \quad (25)$$

Em que E é o comprimento total (m) da margem de uma paisagem e A é a área total ( $m^2$ ) da paisagem. Multiplica-se por 10 000 para converter para hectares (ha).

- **Média da Margem da Mancha** ( $MPE_p$ ) – média de todas as margens (m) de uma determinada paisagem (eq. 26):

$$MPE_p = \frac{TE}{NP} \quad (26)$$

Em que TE é o comprimento total (m) de todos os segmentos da margem de uma dada paisagem e NP é o número total de amostras de uma determinada paisagem.

- **Média do Índice de Forma** ( $MSI_p$ ) – média do índice de forma (SHAPE) de todas as manchas de uma determinada paisagem (adimensional). O cálculo pode ser feito pela equação 27 para formato vetor:

$$MSI_p = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi} * a_{ij}} \right)}{N} \quad (27)$$

Em que  $p_{ij}$  é o perímetro (m) da mancha  $ij$ ,  $a_{ij}$  é a área ( $m^2$ ) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) ( $m$ ) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ) e  $N$  representa o número total de manchas existentes na paisagem.

- **Média da dimensão dos fractais** (MFRAC<sub>p</sub>) – corresponde à média do índice da dimensão fractal (FRAC) de todas as manchas de uma determinada paisagem (adimensional). Calcula-se a partir da equação 28 para formato vetor:

$$MFRAC_p = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left( \frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right)}{N} \quad (28)$$

Em que  $p_{ij}$  é o perímetro (m) da mancha  $ij$ ,  $a_{ij}$  é a área ( $m^2$ ) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) ( $m$ ) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ) e  $N$  representa o número total de manchas existentes na paisagem.

- **Média da Razão Perímetro/Área** (MPAR<sub>p</sub>) – corresponde à média da razão P/A (adimensional) de todas as manchas de uma dada paisagem (eq. 29):

$$MPAR_p = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{a_{ij}} \right)}{N} \quad (29)$$

Em que  $p_{ij}$  é o perímetro (m) da mancha  $ij$ ,  $a_{ij}$  é a área ( $m^2$ ) da mancha  $ij$ ,  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) ( $m$ ) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ) e  $N$  representa o número total de manchas existentes na paisagem.

- **Número de Áreas Centrais** (NCA<sub>p</sub>) – número de áreas centrais disjuntas (adimensional) contidas em cada mancha de uma paisagem; isto é, o número de áreas centrais disjuntas contidas numa dada paisagem (eq. 30):

$$NCA_p = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n n_{ij}^c \quad (30)$$

Em que  $n_{ij}^c$  é o número de áreas principais disjuntas na mancha  $ij$  com base na largura do buffer especificada (m),  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) ( $m$ ) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ).

Um caso particular desta métrica é apresentado na equação 31:

$$NCA_p = N_0 \quad (31)$$

Em que  $N_0$  representa o número de manchas sem área central.

- **Área Central Total** ( $TCA_p$ ) – área central total de uma determinada paisagem (ha), onde se incluem todas as manchas existentes (eq. 32):

$$TCA_p = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left( \frac{1}{10\,000} \right) \quad (32)$$

Em que  $a_{ij}^c$  é a área central ( $m^2$ ) da mancha  $ij$  com base na largura do buffer especificada ( $m$ ),  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) ( $m$ ) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ).  $(1/10\,000)$  corresponde à conversão de  $m^2$  para ha.

- **Índice Área Central Total** ( $TCAI_p$ ) – percentagem (%) da área central existente numa determinada paisagem (eq. 33):

$$TCAI_p = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{A} * 100 \quad (33)$$

Em que  $A$  é a área total da paisagem ( $m^2$ ),  $a_{ij}^c$  é a área central ( $m^2$ ) da mancha  $ij$  com base na largura do buffer especificada ( $m$ ),  $i$ , é o número de tipos de manchas existentes (classes) ( $m$ ) e  $j$ , é o número de manchas existentes ( $n$ ).

- **Cority** (CY) – fragmentação em relação a uma distância da área central, adimensional (eq. 34):

$$CY = \frac{NP - N_0}{NCA} \quad (34)$$

Em que  $NP$  é o número total de manchas de uma determinada paisagem,  $N_0$  é o número de manchas sem área central e  $NCA$  é o número de áreas centrais.

- **Índice de riqueza** (PR) – número de diferentes tipos de mancha (classes) presentes dentro do limite da paisagem (adimensional) (eq. 35):

$$PR = m \quad (35)$$

Em que  $m$  representa o número de tipos de manchas (classes) presentes na paisagem, excluindo a margem da paisagem, se presente.

- **Índice Diversidade de Shannon** (H) – medida que reflete a diversidade de manchas (adimensional) de uma dada paisagem. O índice será igual a zero quando houver apenas uma mancha na paisagem e aumenta à medida que o número de tipos de manchas ou a distribuição proporcional dos tipos de manchas aumenta (eq. 36):

$$H = - \sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i) \quad (36)$$

Em que  $P_i$  representa a proporção da paisagem ocupada por cada tipo de mancha (classe)  $i$  e  $m$ , é o número de tipos de manchas (classes) presentes na paisagem, excluindo a margem da paisagem, se presente.

- **Índice de Uniformidade de Shannon (E)** – medida de distribuição das manchas e sua abundância (adimensional). O índice é igual a zero quando a distribuição das manchas observada é baixa e aproxima-se de um quando a distribuição dos tipos de manchas se torna mais uniforme. O cálculo é efetuado através da equação 37:

$$E = \frac{H}{\ln m} \quad (37)$$

Em que  $m$  representa o número de tipos de manchas (classes) presentes na paisagem, excluindo a margem da paisagem, se presente, e  $H$  é o valor associado ao Índice de Diversidade de Shannon.

- **Dominância (D)** – desvio da máxima diversidade possível (adimensional). O índice varia entre zero e um, um valor elevado indica dominância por um ou alguns tipos de manchas e, um valor baixo indica que as classes estão presentes em proporções semelhantes. É calculada pela equação 38:

$$D = \ln m - H \quad (38)$$

Em que  $m$  representa o número de tipos de manchas (classes) presentes na paisagem, excluindo a margem da paisagem, se presente, e  $H$  é o valor associado ao Índice de Diversidade de Shannon.



## **Anexo II – Descrição das classes da nomenclatura da CLC**

Fonte: Adaptado de (DGT, 2018d)

### **1 Territórios artificializados**

Superfícies artificializadas ou ajardinadas, destinadas a Actividades relacionadas com as sociedades humanas. Esta classe inclui áreas de tecido urbano, áreas industriais, áreas comerciais, rede rodoviária e ferroviária, áreas de serviços, jardins ou parques urbanos e equipamentos culturais e de lazer.

#### **1.1 Tecido urbano**

Consiste essencialmente em zonas construídas de tipologia urbana (casas, edifícios, áreas de estacionamento, logradouros, etc.). Estas zonas podem ser classificadas em áreas de tecido urbano contínuo e tecido urbano descontínuo.

##### **1.1.1 Tecido urbano contínuo**

Áreas de tecido urbano com superfície total impermeabilizada superior ou igual a 80%. Inclui centros urbanos e subúrbios em que os edifícios formem um tecido contínuo e homogéneo, bem como áreas de estacionamento, logradouros, áreas cobertas de betão ou asfalto, etc. A determinação do limiar de impermeabilização requer particular atenção para evitar confusão com a vegetação aparente (copas de árvores) sob a qual a superfície está impermeabilizada.

##### **1.1.2 Tecido urbano descontínuo**

Áreas de tecido urbano na sua maior parte ocupadas por construções do tipo residencial. Nas áreas classificadas como urbano descontínuo os edifícios e outras superfícies artificializadas estão associados a áreas com vegetação e solo nu, as quais ocupam uma superfície significativa, embora descontínua. A superfície impermeabilizada ocupa uma área superior ou igual a 30% e inferior a 80% da superfície total. Esta classe inclui mosaicos de áreas cultivadas com áreas construídas.

#### **1.2 Indústria, comércio e transportes**

Áreas principalmente ocupadas por estruturas relativas à atividade industrial, comercial e de transportes, incluindo áreas associadas. Incluem-se também as zonas de exploração agroindustrial.

##### **1.2.1 Indústria, comércio e equipamentos gerais**

Áreas de atividade industrial, grandes superfícies comerciais, armazéns e outros equipamentos diversos. São principalmente ocupadas com construções, asfalto, alcatrão, cimento na superfície ou terra compactada. Podem ter vegetação que, quando existente, ocupa pequenos espaços sobrantes e zonas ajardinadas. Inclui hospitais, universidades, infraestruturas de produção de energia, instalações de apoio à exploração agropecuária, etc.

##### **1.2.2 Redes viárias e ferroviárias e espaços associados**

Rodovias e ferrovias, incluindo equipamentos associados (e.g. estações, plataformas, taludes). A superfície cartografada deve apresentar continuidade.

##### **1.2.3 Áreas portuárias**

Portos, estruturas portuárias, estaleiros navais e marinas. Inclui terminais petrolíferos e portos fluviais.

##### **1.2.4 Aeroportos e aeródromos**

Áreas ocupadas por aeródromos e aeroportos civis ou militares. Esta classe inclui pistas de aterragem, edifícios e áreas associadas a este tipo de infraestruturas.

### 1.3 Áreas de extração de inertes, áreas de deposição de resíduos e estaleiros de construção

Áreas artificializadas principalmente ocupadas por atividades extrativas, estaleiros de construção, zonas de deposição de resíduos e áreas associadas a todas estas atividades. Inclui pedreiras, extração mineira, aterros, lixeiras, etc.

#### 1.3.1 Áreas de extração de inertes

Áreas de extração de minerais (areeiros, pedreiras, carvão, ferro, etc.) a céu aberto. Inclui áreas de extração inundadas temporariamente e saibreiras inundadas, exceto nos casos em que se trate de extração por dragagem de fundos fluviais. Inclui também áreas de extração de sal-gema e de areias em dunas costeiras ou interiores.

#### 1.3.2 Áreas de deposição de resíduos

Áreas de deposição de resíduos urbanos ou industriais. Esta classe inclui aterros, lixeiras e sucatas.

#### 1.3.3 Áreas em construção

Áreas em construção (escavações, estaleiros, etc.) e áreas abandonadas inseridas num contexto urbano.

### 1.4 Espaços verdes urbanos, equipamentos desportivos, culturais e de lazer, e zonas históricas

Áreas artificializadas ou áreas naturais aproveitadas para uso recreativo e de lazer. Incluem-se nesta categoria os parques verdes urbanos, equipamentos de desporto e de lazer, cemitérios, equipamentos culturais, etc.

#### 1.4.1 Espaços verdes urbanos

Áreas verdes inclusas ou adjacentes ao tecido urbano, de uso predominantemente público, e com funções de recreio e de enquadramento da estrutura urbana. Inclui parques, zonas verdes de áreas residenciais, cemitérios com vegetação, jardins botânicos, jardins zoológicos, etc.

#### 1.4.2 Equipamentos desportivos, culturais e de lazer e zonas históricas

Espaços e estruturas desportivas, culturais e de lazer, incluindo parques de campismo, campos de golfe, hipódromos e complexos arqueológicos a céu aberto, bem como cemitérios com vegetação, jardins zoológicos e jardins botânicos não inclusos em tecido urbano.

## 2 Áreas agrícolas e agroflorestais

Áreas utilizadas para agricultura, constituídas por terras aráveis, culturas permanentes, prados e pastagens permanentes. Inclui sistemas agroflorestais.

### 2.1 Culturas temporárias

As culturas temporárias são aquelas cujo ciclo vegetativo não excede um ano (anuais) e as que não sendo anuais são ressemeadas com intervalos que não excedem os 5 anos (e.g. morangos, espargos). Estas culturas encontram-se normalmente sob regime de rotação anual ou plurianual. Inclui culturas



regadas, não regadas, culturas em campos inundados (e.g. arrozais) e pastagens temporárias. Inclui também terrenos em regime de pousio agrícola até um máximo de 5 anos.

#### 2.1.1 Culturas temporárias de sequeiro

Áreas ocupadas por culturas temporárias de sequeiro, estufas e viveiros.

#### 2.1.2 Culturas temporárias de regadio

Culturas temporárias irrigadas de forma artificial permanentemente ou não, utilizando com frequência infraestruturas permanentes de rega (e.g. canais de irrigação, redes de drenagem, pivôs de rega). Este tipo de culturas pode também recorrer a estruturas de rega tradicionais (e.g. sulcos para rega por gravidade).

#### 2.1.3 Arrozais

Áreas de uso agrícola preparadas para o cultivo do arroz, localizando-se normalmente na proximidade de planos de água e estando periodicamente inundadas.

### 2.2 Culturas permanentes

Áreas de culturas que ocupam a terra durante um longo período e fornecem repetidas colheitas, não entrando em rotações culturais. Esta classe não inclui prados e pastagens permanentes. No caso das árvores de fruto só são considerados os povoamentos com densidade mínima de 100 árvores/ha ou de 45 árvores/ha no caso de oliveiras, figueiras e árvores de frutos secos. Fazem parte desta classe os pomares, olivais e vinhas para produção.

#### 2.2.1 Vinhas

Áreas com plantações de vinha. Inclui vinhas para produção de uva de mesa e uva de vinho. São incluídas nas classes 2.2.1.x.x todas as áreas de vinha cuja superfície ocupada por videiras seja superior ou igual a 50%. Inclui áreas em que a vinha constitui a exploração dominante sobre outros tipos de culturas permanentes como os pomares e olivais.

#### 2.2.2 Pomares

Parcelas com árvores ou arbustos de uma ou várias espécies, destinados à produção de fruto. Inclui associações de árvores de fruto com vinha ou com olival, quando se verifique uma dominância das árvores de fruto. Em caso de mistura de tipos diferentes de pomar a área será classificada de acordo com o tipo de pomar dominante.

#### 2.2.3 Olivais

Áreas com plantações de oliveiras (*Olea europea* var. *europea*) para produção de azeitona. Esta classe exclui áreas com zambujeiro (*Olea europea* var. *sylvestris*) e olivais abandonados a classificar como vegetação esclerófila (classe 3.2.3.x.x).

### 2.3 Pastagens permanentes

Áreas permanentemente ocupadas (por um período superior ou igual a 5 anos) com vegetação essencialmente do tipo herbácea, quer cultivada (semeada) quer natural (espontânea), que não estejam incluídas no sistema de rotação da exploração. Estas áreas são frequentemente melhoradas por adubações, cultivos, sementeiras ou drenagens. São utilizadas de forma intensiva e geralmente

sujeitas a pastoreio, mas acessoriamente podem ser cortadas para silagem ou feno. A presença de árvores florestais pode verificar-se desde que com um grau de coberto inferior a 10%. Estas áreas têm frequentemente estruturas agrícolas tais como sebes ou cercados, abrigos, comedouros e bebedouros.

#### 2.3.1 Pastagens permanentes

(Classe propagada do nível anterior)

#### 2.4 Áreas agrícolas heterogêneas

Áreas agrícolas com diversos tipos de associações entre culturas temporárias, pastagens, culturas permanentes e áreas naturais. Inclui culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes, culturas temporárias ou permanentes cultivadas sob coberto florestal, áreas de mosaicos de culturas temporárias, pastagens e culturas permanentes, e paisagens em que as culturas e pastagens se encontrem misturadas com áreas naturais ou seminaturais.

##### 2.4.1 Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes

Áreas onde se verificam consociações (associações verticais) de culturas temporárias e/ou pastagens (permanentes ou espontâneas pobres) com culturas permanentes numa mesma parcela.

##### 2.4.2 Sistemas culturais e parcelares complexos

Áreas de uso agrícola nas quais ocorrem mosaicos de parcelas inferiores à UMC, correspondentes a combinações diversificadas entre culturas temporárias de regadio, culturas temporárias de sequeiro, pastagens permanentes e culturas permanentes. Este tipo de ocupação/uso está muitas vezes situado na proximidade de aglomerados urbanos ou rurais em resultado da produção agrícola de frutos ou legumes para consumo próprio (e.g. hortas de casas particulares). Inclui frequentemente jardins urbanos inferiores à UMC e edifícios dispersos correspondentes a uma impermeabilização inferior a 30%.

##### 2.4.3 Agricultura com espaços naturais e seminaturais

Áreas ocupadas principalmente por agricultura (classes 2.x.x.x.x) com espaços naturais e seminaturais (classes 3.x.x.x.x, 4.x.x.x.x e 5.x.x.x.x) de dimensão significativa, em justaposição (associação horizontal). Inclui pequenas áreas de espaços naturais com superfície inferior à UMC e a uma distância inferior ou igual a 60 m entre si, inseridas numa matriz de áreas agrícolas ou vice-versa, desde que tanto a proporção de espaços naturais como a proporção de áreas agrícolas seja superior a 25% e inferior a 75%.

##### 2.4.4 Sistemas agroflorestais (SAF)

Os sistemas agroflorestais consistem na consociação (associação vertical numa mesma parcela) de culturas temporárias e/ou pastagens (permanentes ou espontâneas pobres) e/ou culturas permanentes com espécies florestais com um grau de coberto superior ou igual a 10%.

### 3 Florestas e meios naturais e seminaturais

Áreas onde se incluem florestas, vegetação arbustiva e herbácea e áreas naturais com pouco ou, mais raramente, nenhum coberto vegetal.

### 3.1 Florestas

Áreas ocupadas por conjuntos de árvores florestais resultantes de regeneração natural, sementeira ou plantação. As árvores devem, em condições climáticas normais, ter uma altura superior ou igual a 5 m e no seu conjunto constituir uma área com grau de coberto superior ou igual a 30%. O sobcoberto não é dedicado à agricultura (classes 2.4.4.x.x) nem a atividades recreativas quando inseridas num contexto urbano (classe 1.4.1.01.1).

#### 3.1.1 Florestas de folhosas

Florestas em que as espécies arbóreas angiospérmicas representam 75%, ou mais, do coberto florestal.

#### 3.1.2 Florestas de resinosas

Florestas em que as espécies arbóreas gimnospérmicas representam 75%, ou mais, do coberto florestal.

#### 3.1.3 Florestas mistas

Florestas compostas por uma mistura de folhosas (classes 3.1.1.x.x) e resinosas (classes 3.1.2.x.x), em que nenhum dos dois tipos de árvores representa 75%, ou mais, do coberto florestal.

### 3.2 Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea

Áreas com coberto vegetal composto principalmente por arbustos e vegetação herbácea. Inclui comunidades de herbáceas, sebes, coníferas anãs, matos, vegetação esclerófila, prados e florestas abertas, degradadas ou em regeneração.

#### 3.2.1 Vegetação herbácea natural

Zonas de vegetação herbácea em que esta ocupa uma área superior ou igual a 25% da superfície e que se desenvolvem sem adubação, cultivos, sementeiras ou drenagens. Estas áreas podem ser utilizadas de forma extensiva para pastoreio (pastagens espontâneas pobres). Exclui prados salgados (classe 4.2.1.01.1).

#### 3.2.2 Matos

Áreas naturais de vegetação espontânea, pouco ou muito densa, em que o coberto arbustivo (urzes, silvas, giestas, tojos, laburnos, etc.) é superior ou igual a 25%. Exclui florestas abertas (classes 3.2.4.01.x a 3.2.4.06.x).

#### 3.2.3 Vegetação esclerófila

Áreas de vegetação arbustiva perenifólia esclerófila. Inclui o zambujeiro (*Olea europea var. sylvestris*) enquanto parte de áreas com vegetação esclerófila, olivais abandonados, e matos e matagais mediterrânicos como o maquis e o garrigue. O coberto arbustivo é superior ou igual a 25%. Exclui florestas abertas (classes 3.2.4.01.x a 3.2.4.06.x).

#### 3.2.4 Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações

Áreas de cortes rasos, novas plantações florestais, aceiros e/ou corta-fogos, outras formações lenhosas e áreas recentemente afetadas por fogos florestais em processo de regeneração desde que as árvores tenham uma altura inferior a 5 m e/ou um grau de coberto inferior a 30%. Esta classe inclui

também áreas ocupadas por conjuntos de árvores florestais com altura superior ou igual a 5 m, cujo grau de coberto é superior ou igual a 10% e inferior a 30%.

### 3.3 Zonas descobertas e com pouca vegetação

Áreas naturais com pouca ou nenhuma vegetação em que se incluem áreas ardidadas recentemente, rocha nua, zonas pedregosas, praias e areais.

#### 3.3.1 Praias, dunas e areais

Praias, dunas e extensões de areia, seixos ou calhaus rolados em zonas costeiras ou interiores, incluindo o leito de cursos de água com regime torrencial e áreas de solo nu, com cobertura vegetal inferior a 10% e sem uso agrícola, florestal ou urbano. Não inclui dunas com vegetação arbustiva (classes 3.2.x.x.x) ou arbórea (classes 3.1.x.x.x).

#### 3.3.2 Rocha nua

Áreas com pouca vegetação em que a superfície coberta por rocha tem que ocupar uma área superior ou igual a 90%. O coberto florestal é inferior a 10%. Inclui depósitos de vertente, escarpas, recifes, afloramentos rochosos e rochas acima do nível médio das águas do mar. Inclui ainda áreas de extração de minerais abandonadas e sem vegetação.

#### 3.3.3 Vegetação esparsa

Áreas de vegetação esparsa em que a superfície com vegetação arbustiva e herbácea ocupa uma área superior ou igual a 10% e inferior a 25%, e em que a superfície sem vegetação ocupa uma área superior ou igual a 75%. Não inclui áreas em que a superfície coberta por árvores seja superior ou igual 10% (classes 3.2.4.x.x ou 3.1.x.x.x).

#### 3.3.4 Áreas ardidadas

Áreas florestais e/ou naturais e seminaturais (classes 3.x.x.x.x) afetadas por fogos recentes que na orto-imagem ainda apresentam um aspeto negro. Não inclui áreas que já demonstrem sinais de regeneração da floresta (classes 3.1.x.x.x – se constituídas por árvores com mais de 5 m e grau de coberto superior ou igual a 30%; classes 3.2.4.x.x – todas as outras situações).

## 4 Zonas húmidas

Zonas húmidas interiores que incluem zonas apauladas (caniçais, canaviais e juncais) e turfeiras; zonas húmidas litorais que incluem sapais, juncais e caniçais halófitos; salinas e zonas entremarés.

### 4.1 Zonas húmidas interiores

Áreas da margem de lagoas, rios e ribeiros ou de brejos e pântanos eutróficos, onde se verifique a predominância de solos húmidos alagados, permanentemente ou temporariamente, por água doce ou salobra. Inclui ainda zonas de águas paradas com coberto vegetal particular, constituído por arbustos baixos e espécies lenhosas ou semilenhosas.

#### 4.1.1 Pauis

Zonas baixas normalmente inundadas no Inverno e mais ou menos saturadas de água todo o ano. Inclui áreas não florestadas de terras baixas, alagadas ou sujeitas a alagamento por água doce,

estagnada ou não. Apresentam uma vegetação baixa característica, com espécies herbáceas semilenhosas e lenhosas.

#### 4.1.2 Turfeiras

Áreas de solos permanentemente ou quase permanentemente encharcados, essencialmente constituídos por restos de musgos e de outras plantas de pequeno porte sujeitas a processos de decomposição muito lentos em virtude da falta de oxigénio. São zonas de acumulação de grandes quantidades de matéria orgânica, que albergam comunidades vegetais muito específicas.

#### 4.2 Zonas húmidas litorais

Áreas submersas durante a preia-mar em algum momento do ciclo anual de marés. Inclui sapais, vegetação que ocupe áreas de salinidade e humidade variáveis, areias e lodos sem plantas vasculares, e salinas ativas ou recentemente abandonadas.

##### 4.2.1 Sapais

Áreas costeiras com vegetação, alagáveis por água salgada, frequentemente em processo de colmatção por sedimentos e colonização gradual por espécies halófitas. Esta classe inclui prados salgados.

##### 4.2.2 Salinas e aquicultura litoral

Áreas exploradas para a produção de sal por evaporação, claramente distinguível pelo emparcelamento e sistemas de diques. Inclui áreas exploradas para aquicultura no litoral.

##### 4.2.3 Zonas entremarés

Áreas quase sempre sem vegetação, constituídas por lodo, areia ou rochas, que se situam entre os níveis médios de preia-mar e baixa-mar. Estas áreas são apenas classificadas quando localizadas em zonas estuarinas.

### 5 Corpos de água

Superfícies de água doce que incluem cursos de água e planos de água, naturais e artificiais; superfícies de água salgada, que incluem oceanos, e/ou de água salobra que incluem lagoas costeiras e desembocaduras fluviais.

#### 5.1 Águas interiores

Cursos de água e planos de água, naturais e artificiais, que incluem lagoas interiores naturais, charcas e reservatórios de barragens, de represas e açudes.

##### 5.1.1 Cursos de água

Cursos de água naturais ou artificiais que apresentem uma largura mínima superior ou igual a 20 m. Inclui rios com margens artificializadas, canais e bancos de areia ou outras acumulações de sedimentos em rios (desde que a superfície emersa seja inferior à UMC). A superfície cartografada deve apresentar continuidade, com exceção por exemplo, da situação em que a interrupção do curso de água se deve à presença de centrais hidroelétricas.

#### 5.1.2 Planos de água

Planos de água naturais ou artificiais. Inclui planos de água utilizados para aquicultura de peixes de água doce.

#### 5.2 Águas marinhas e costeiras

Oceanos e outros planos de água salgada. Inclui águas costeiras salobras separadas do mar por cordões arenosos ou lodosos, estuários, etc.

##### 5.2.1 Lagoas costeiras

São acumulações de água formadas no litoral entre o mar e a linha de costa fixa, ao abrigo de ilhas barreira, cordões litorais, restingas ou barreiras artificiais. Podem ou não incluir embocaduras de cursos de água e podem ou não estar em contacto com o mar.

##### 5.2.2 Desembocaduras fluviais

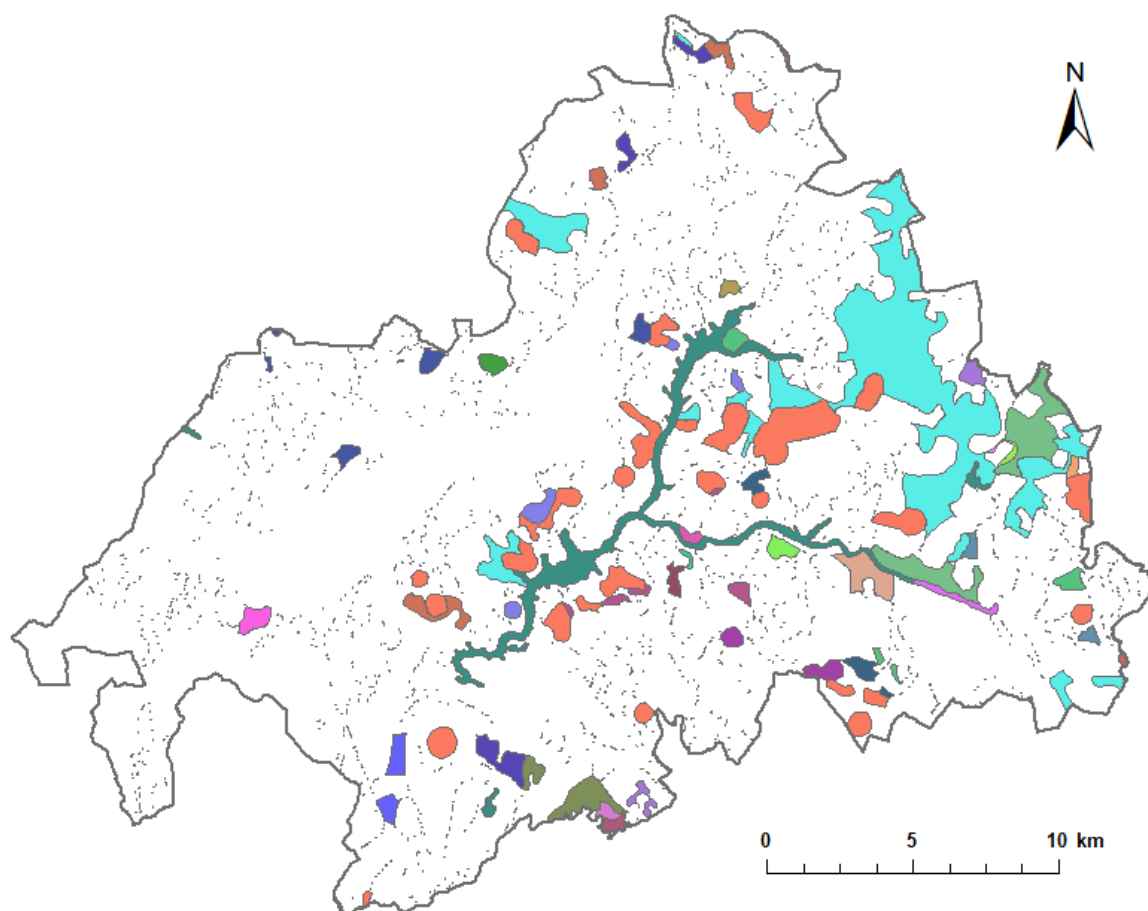
Área da desembocadura ou foz de um rio onde se misturam águas doces e salgadas em função da dinâmica das correntes fluviais e dos fluxos de marés. São limitadas a montante pelo local até onde se fazem sentir as correntes salinas. Inclui estuários, deltas, etc.

##### 5.2.3 Oceano

Superfícies de oceano delimitadas com base no limite da CAOP e no nível médio das águas do mar.

## Anexo III – Transições ocorridas no período 1990-2012

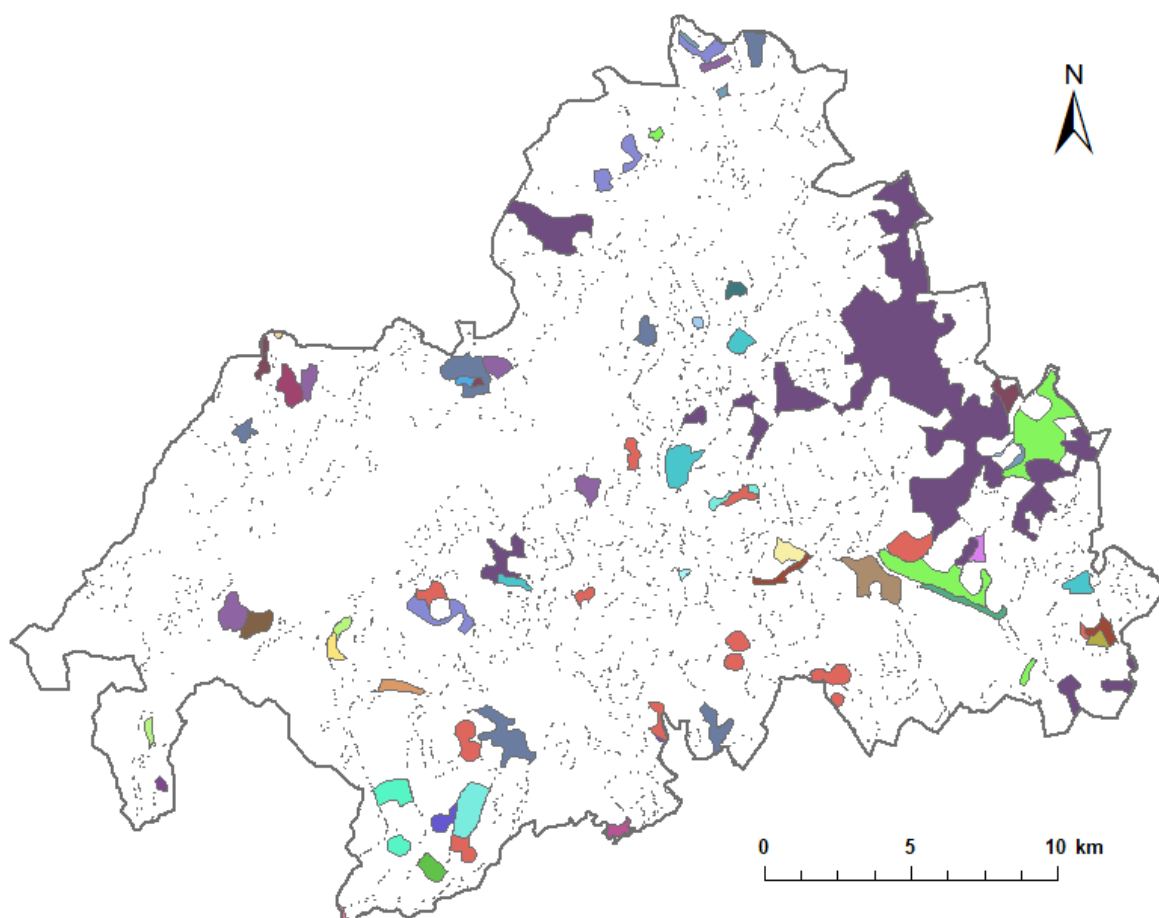
### 1. Transições para o período 1990-2000



|   |
|---|
| Planos de água to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                            |
| Planos de água to Florestas de folhosas   |
| Planos de água to Florestas mistas  |
| Planos de água to Olivais   |
| Planos de água to Sistemas agroflorestais   |
| Planos de água to Sistemas culturais e parcelares complexos   |
| Planos de água to Vegetação esclerófila   |
| Pomares to Culturas temporárias de regadio  |
| Pomares to Culturas temporárias de sequeiro   |
| Pomares to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                   |
| Pomares to Olivais  |
| Pomares to Sistemas agroflorestais  |
| Sistemas agroflorestais to Agricultura com espaços naturais   |
| Sistemas agroflorestais to Arrozais   |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes     |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de regadio  |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de sequeiro   |
| Sistemas agroflorestais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                   |
| Sistemas agroflorestais to Florestas de folhosas  |
| Sistemas agroflorestais to Florestas mistas   |
| Sistemas agroflorestais to Olivais  |
| Sistemas agroflorestais to Pomares  |
| Sistemas agroflorestais to Sistemas culturais e parcelares complexos                                  |
| Sistemas agroflorestais to Vegetação esclerófila  |
| Sistemas agroflorestais to Vinhas   |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Culturas temporárias de regadio                          |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Culturas temporárias de sequeiro                         |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Florestas de folhosas                                    |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Florestas de resinosas                                   |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Florestas mistas   |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Olivais  |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Sistemas agroflorestais                                  |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Tecido urbano desconínuo                                 |
| Tecido urbano desconínuo to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes    |
| Tecido urbano desconínuo to Culturas temporárias de regadio   |
| Tecido urbano desconínuo to Culturas temporárias de sequeiro  |
| Tecido urbano desconínuo to Olivais   |
| Tecido urbano desconínuo to Sistemas culturais e parcelares complexos                                 |
| Tecido urbano desconínuo to Vinhas  |
| Vegetação esclerófila to Florestas de folhosas  |
| Vegetação esclerófila to Matos  |
| Vinhas to Olivais   |
| Vinhas to Sistemas culturais e parcelares complexos   |



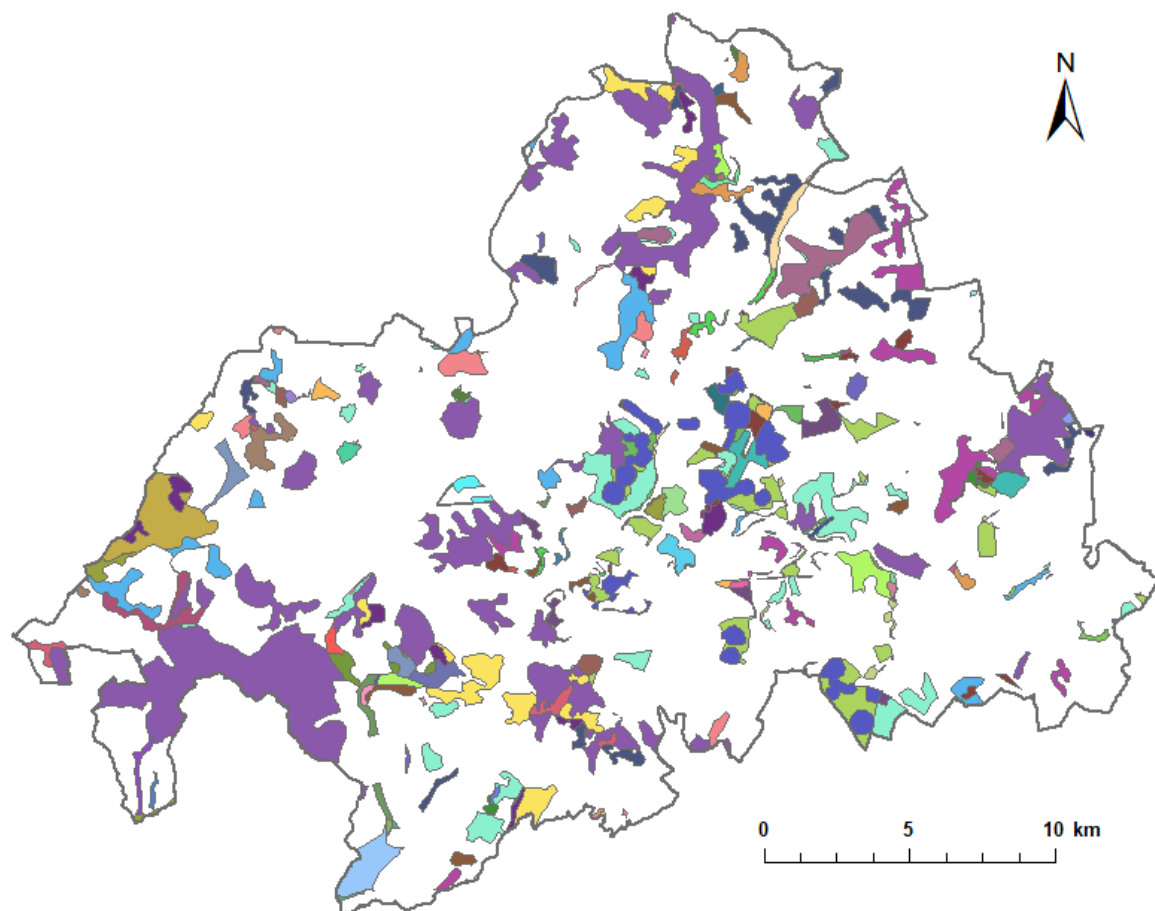
## 2. Transições para o período 2000-2006



## Legenda

|   |   |  |
|---|---|--|
|  Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes              |  Culturas temporárias de sequeiro to Vinhas  |  Planos de água to Culturas temporárias de sequeiro  |
|  Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias de sequeiro  |  Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Culturas temporárias de sequeiro    |  Planos de água to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                            |
|  Agricultura com espaços naturais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                            |  Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Florestas de folhosas               |  Planos de água to Florestas de folhosas   |
|  Agricultura com espaços naturais to Florestas de folhosas   |  Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Olivais                             |  Planos de água to Florestas mistas  |
|  Agricultura com espaços naturais to Sistemas agroflorestais   |  Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Planos de água                      |  Planos de água to Olivais   |
|  Arrozaes to Culturas temporárias de regadio   |  Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Sistemas agroflorestais             |  Planos de água to Pomares   |
|  Arrozaes to Culturas temporárias de sequeiro  |  Florestas de folhosas to Agricultura com espaços naturais                                       |  Planos de água to Sistemas agroflorestais   |
|  Arrozaes to Sistemas agroflorestais   |  Florestas de folhosas to Arrozaes   |  Pomares to Culturas temporárias de regadio  |
|  Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Agricultura com espaços naturais              |  Florestas de folhosas to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes |  Pomares to Culturas temporárias de sequeiro   |
|  Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Culturas temporárias de sequeiro              |  Florestas de folhosas to Culturas anuais de regadio   |  Pomares to Florestas de folhosas  |
|  Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Espaços florestais, cortes e novas plantações |  Florestas de folhosas to Culturas temporárias de sequeiro                                       |  Pomares to Olivais  |
|  Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Florestas de folhosas                         |  Florestas de folhosas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações               |  Pomares to Sistemas agroflorestais  |
|  Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Olivais                                       |  Florestas de folhosas to Florestas mistas   |  Sistemas agroflorestais to Agricultura com espaços naturais   |
|  Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Planos de água                                |  Florestas de folhosas to Olivais  |  Sistemas agroflorestais to Arrozaes   |
|  Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Sistemas agroflorestais                       |  Florestas de folhosas to Planos de água   |  Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes     |
|  Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Tecido urbano descontínuo                     |  Florestas de folhosas to Sistemas agroflorestais  |  Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de regadio  |
|  Culturas temporárias de regadio to Arrozaes   |  Florestas de folhosas to Sistemas culturais e parcelares complexos                              |  Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de sequeiro   |
|  Culturas temporárias de regadio to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes               |  Florestas de resinosas to Florestas mistas  |  Sistemas agroflorestais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                   |
|  Culturas temporárias de regadio to Culturas temporárias de sequeiro   |  Florestas de resinosas to Sistemas culturais e parcelares complexos                             |  Sistemas agroflorestais to Florestas de folhosas  |
|  Culturas temporárias de regadio to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                             |  Florestas mistas to Culturas temporárias de regadio   |  Sistemas agroflorestais to Florestas mistas   |
|  Culturas temporárias de regadio to Florestas de folhosas  |  Florestas mistas to Culturas temporárias de sequeiro  |  Sistemas agroflorestais to Olivais  |
|  Culturas temporárias de regadio to Florestas mistas   |  Florestas mistas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                    |  Sistemas agroflorestais to Planos de água   |
|  Culturas temporárias de regadio to Olivais  |  Florestas mistas to Florestas de folhosas   |  Sistemas agroflorestais to Pomares  |
|  Culturas temporárias de regadio to Planos de água   |  Florestas mistas to Planos de água  |  Sistemas agroflorestais to Sistemas culturais e parcelares complexos                                |
|  Culturas temporárias de regadio to Pomares  |  Florestas mistas to Sistemas agroflorestais   |  Sistemas culturais e parcelares complexos to Culturas temporárias de sequeiro                       |
|  Culturas temporárias de regadio to Sistemas agroflorestais  |  Florestas mistas to Sistemas culturais e parcelares complexos                                 |  Sistemas culturais e parcelares complexos to Florestas de folhosas                                  |
|  Culturas temporárias de regadio to Sistemas culturais e parcelares complexos  |  Matos to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                             |  Sistemas culturais e parcelares complexos to Florestas de resinosas                                 |
|  Culturas temporárias de regadio to Tecido urbano descontínuo  |  Olivais to Agricultura com espaços naturais   |  Sistemas culturais e parcelares complexos to Florestas mistas                                       |
|  Culturas temporárias de regadio to Vinhas   |  Olivais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes             |  Sistemas culturais e parcelares complexos to Olivais  |
|  Culturas temporárias de sequeiro to Agricultura com espaços naturais  |  Olivais to Culturas temporárias de regadio  |  Sistemas culturais e parcelares complexos to Planos de água   |
|  Culturas temporárias de sequeiro to Arrozaes  |  Olivais to Culturas temporárias de sequeiro   |  Sistemas culturais e parcelares complexos to Sistemas agroflorestais                                |
|  Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes            |  Olivais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                           |  Sistemas culturais e parcelares complexos to Tecido urbano descontínuo                              |
|  Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias de regadio   |  Olivais to Florestas de folhosas  |  Sistemas culturais e parcelares complexos to Vinhas   |
|  Culturas temporárias de sequeiro to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                          |  Olivais to Florestas mistas   |  Tecido urbano descontínuo to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes |
|  Culturas temporárias de sequeiro to Florestas de folhosas   |  Olivais to Planos de água   |  Tecido urbano descontínuo to Culturas temporárias de regadio  |
|  Culturas temporárias de sequeiro to Olivais   |  Olivais to Pomares  |  Tecido urbano descontínuo to Olivais  |
|  Culturas temporárias de sequeiro to Planos de água  |  Olivais to Sistemas agroflorestais  |  Tecido urbano descontínuo to Sistemas culturais e parcelares complexos                              |
|  Culturas temporárias de sequeiro to Pomares   |  Olivais to Sistemas culturais e parcelares complexos  |  Vinhas to Culturas temporárias de regadio   |
|  Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas agroflorestais   |  Olivais to Tecido urbano descontínuo  |  Vinhas to Olivais   |
|  Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas culturais e parcelares complexos   |  Olivais to Vinhas   |  Vinhas to Sistemas agroflorestais   |
|  Culturas temporárias de sequeiro to Tecido urbano descontínuo   |  Planos de água to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes      |  Vinhas to Tecido urbano descontínuo   |
|   |  Planos de água to Culturas temporárias de regadio   |  |

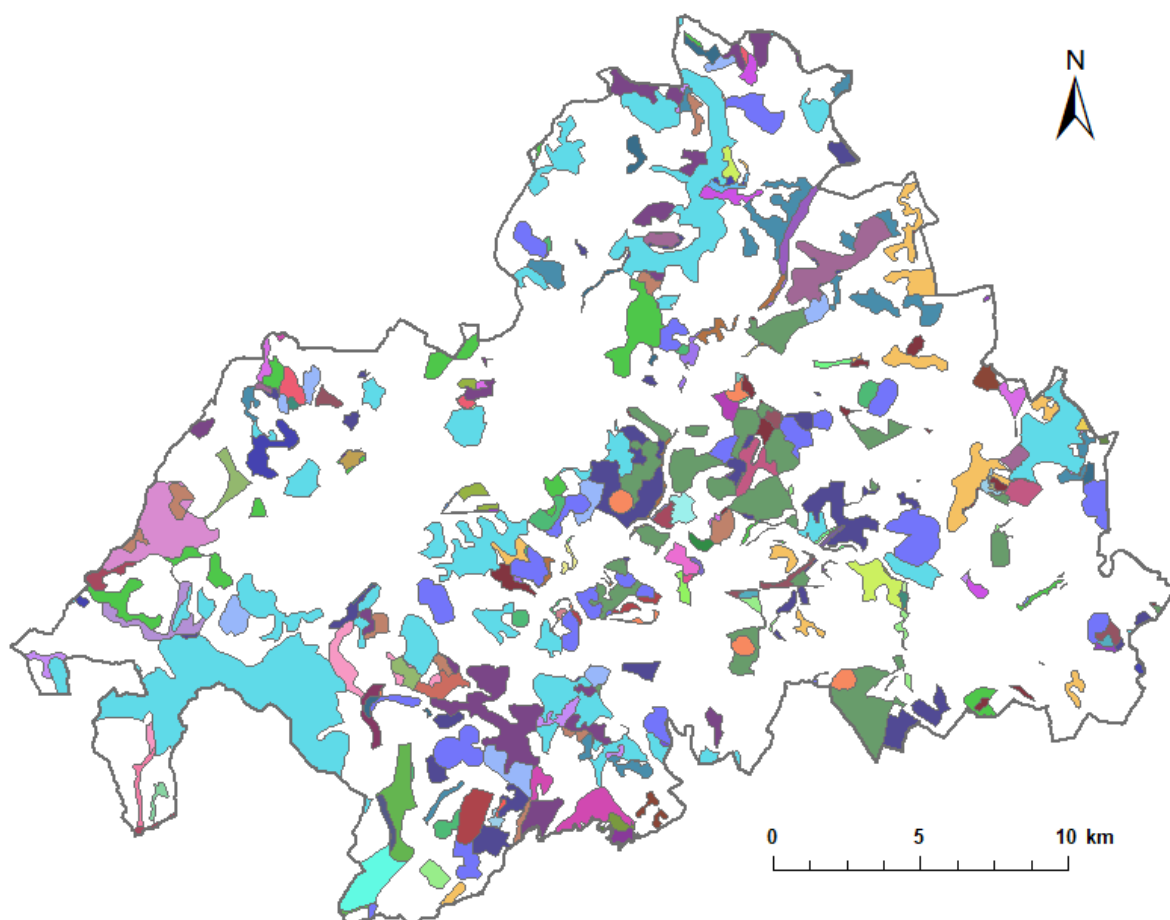
### 3. Transições para o período 2006-2012



## Legenda

|  |  |  |   |
|--|--|--|---|
|  | Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                         |  | Florestas de folhosas to Culturas temporárias de sequeiro   |
|  | Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias de sequeiro   |  | Florestas de folhosas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                     |
|  | Agricultura com espaços naturais to Sistemas agroflorestais  |  | Florestas de folhosas to Florestas de resinosas   |
|  | Arrozais to Culturas temporárias de regadio  |  | Florestas de folhosas to Olivais  |
|  | Arrozais to Culturas temporárias de sequeiro   |  | Florestas de folhosas to Pastagens permanentes  |
|  | Arrozais to Florestas de folhosas  |  | Florestas de folhosas to Planos de água   |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Culturas temporárias de sequeiro                         |  | Florestas de folhosas to Sistemas agroflorestais  |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações |  | Florestas de folhosas to Vegetação esclerófila  |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Florestas de folhosas                                    |  | Florestas de folhosas to Vinhas   |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Olivais  |  | Florestas de folhosas to Áreas de deposição de resíduos   |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Pastagens permanentes                                    |  | Florestas de resinosas to Florestas mistas  |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Planos de água   |  | Florestas mistas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                          |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Sistemas agroflorestais                                  |  | Florestas mistas to Florestas de folhosas   |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Tecido urbano contínuo                                   |  | Florestas mistas to Sistemas agroflorestais   |
|  | Culturas temporárias de regadio to Culturas temporárias de sequeiro  |  | Olivais to Culturas temporárias de sequeiro   |
|  | Culturas temporárias de regadio to Florestas de folhosas   |  | Olivais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                   |
|  | Culturas temporárias de regadio to Olivais   |  | Olivais to Florestas de folhosas  |
|  | Culturas temporárias de regadio to Pastagens permanentes   |  | Olivais to Planos de água   |
|  | Culturas temporárias de regadio to Planos de água  |  | Olivais to Sistemas agroflorestais  |
|  | Culturas temporárias de regadio to Sistemas agroflorestais   |  | Planos de água to Culturas temporárias de sequeiro  |
|  | Culturas temporárias de regadio to Sistemas culturais e parcelares complexos   |  | Planos de água to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                            |
|  | Culturas temporárias de regadio to Vinhas  |  | Planos de água to Florestas de folhosas   |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                         |  | Planos de água to Olivais   |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias de regadio  |  | Planos de água to Sistemas agroflorestais   |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                       |  | Pomares to Olivais  |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Florestas de folhosas  |  | Pomares to Sistemas agroflorestais  |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Olivais  |  | Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes     |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Pastagens permanentes  |  | Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de regadio  |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Planos de água   |  | Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de sequeiro   |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas agroflorestais  |  | Sistemas agroflorestais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                   |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas culturais e parcelares complexos  |  | Sistemas agroflorestais to Florestas de folhosas  |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Vinhas   |  | Sistemas agroflorestais to Florestas de resinosas   |
|  | Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Agricultura com espaços naturais                                       |  | Sistemas agroflorestais to Florestas mistas   |
|  | Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Culturas temporárias de sequeiro                                       |  | Sistemas agroflorestais to Olivais  |
|  | Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Florestas de folhosas  |  | Sistemas agroflorestais to Pastagens permanentes  |
|  | Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Olivais  |  | Sistemas agroflorestais to Planos de água   |
|  | Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Pastagens permanentes  |  | Sistemas agroflorestais to Vinhas   |
|  | Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Sistemas agroflorestais  |  | Sistemas agroflorestais to Áreas de deposição de resíduos   |
|  | Florestas de folhosas to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                                    |  | Sistemas culturais e parcelares complexos to Culturas temporárias de sequeiro                         |
|  | Florestas de folhosas to Culturas temporárias de regadio   |  | Sistemas culturais e parcelares complexos to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações |
|  |  |  | Sistemas culturais e parcelares complexos to Olivais  |
|  |  |  | Tecido urbano descontínuo to Olivais  |
|  |  |  | Tecido urbano descontínuo to Tecido urbano contínuo   |
|  |  |  | Vinhas to Culturas temporárias de regadio   |
|  |  |  | Vinhas to Culturas temporárias de sequeiro  |
|  |  |  | Vinhas to Olivais   |
|  |  |  | Vinhas to Sistemas agroflorestais   |
|  |  |  | Vinhas to Sistemas culturais e parcelares complexos   |

#### 4. Transições para o período 1990-2012





## Legenda

|  |  |  |   |
|--|--|--|---|
|  | Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                         |  | Florestas de folhosas to Florestas de resinosas   |
|  | Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias de sequeiro   |  | Florestas de folhosas to Olivais  |
|  | Agricultura com espaços naturais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                       |  | Florestas de folhosas to Pastagens permanentes  |
|  | Agricultura com espaços naturais to Florestas de folhosas  |  | Florestas de folhosas to Planos de água   |
|  | Agricultura com espaços naturais to Sistemas agroflorestais  |  | Florestas de folhosas to Sistemas agroflorestais  |
|  | Arrozais to Culturas temporárias de regadio  |  | Florestas de folhosas to Vegetação esclerófila  |
|  | Arrozais to Culturas temporárias de sequeiro   |  | Florestas de folhosas to Vinhas   |
|  | Arrozais to Florestas de folhosas  |  | Florestas de folhosas to Áreas de deposição de resíduos   |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Culturas temporárias de sequeiro                         |  | Florestas de resinosas to Florestas mistas  |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações |  | Florestas mistas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                          |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Florestas de folhosas                                    |  | Florestas mistas to Florestas de folhosas   |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Olivais  |  | Florestas mistas to Sistemas agroflorestais   |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Pastagens permanentes                                    |  | Olivais to Culturas temporárias de regadio  |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Planos de água   |  | Olivais to Culturas temporárias de sequeiro   |
|  | Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Sistemas agroflorestais                                  |  | Olivais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                   |
|  | Culturas temporárias de regadio to Culturas temporárias de sequeiro  |  | Olivais to Florestas de folhosas  |
|  | Culturas temporárias de regadio to Florestas de folhosas   |  | Olivais to Planos de água   |
|  | Culturas temporárias de regadio to Olivais   |  | Olivais to Sistemas agroflorestais  |
|  | Culturas temporárias de regadio to Pastagens permanentes   |  | Olivais to Tecido urbano contínuo   |
|  | Culturas temporárias de regadio to Planos de água  |  | Olivais to Vinhas   |
|  | Culturas temporárias de regadio to Sistemas agroflorestais   |  | Planos de água to Culturas temporárias de sequeiro  |
|  | Culturas temporárias de regadio to Sistemas culturais e parcelares complexos   |  | Planos de água to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                            |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                         |  | Planos de água to Florestas de folhosas   |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias de regadio  |  | Planos de água to Olivais   |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                       |  | Planos de água to Sistemas agroflorestais   |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Florestas de folhosas  |  | Pomares to Olivais  |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Olivais  |  | Pomares to Sistemas agroflorestais  |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Pastagens permanentes  |  | Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes     |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Planos de água   |  | Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de regadio  |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas agroflorestais  |  | Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de sequeiro   |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas culturais e parcelares complexos  |  | Sistemas agroflorestais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                   |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Tecido urbano contínuo   |  | Sistemas agroflorestais to Florestas de folhosas  |
|  | Culturas temporárias de sequeiro to Vinhas   |  | Sistemas agroflorestais to Florestas de resinosas   |
|  | Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Agricultura com espaços naturais                                       |  | Sistemas agroflorestais to Florestas mistas   |
|  | Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Florestas de folhosas  |  | Sistemas agroflorestais to Olivais  |
|  | Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Vegetação esclerófila  |  | Sistemas agroflorestais to Pastagens permanentes  |
|  | Florestas de folhosas to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                                    |  | Sistemas agroflorestais to Planos de água   |
|  | Florestas de folhosas to Culturas temporárias de regadio   |  | Sistemas agroflorestais to Sistemas culturais e parcelares complexos                                  |
|  | Florestas de folhosas to Culturas temporárias de sequeiro  |  | Sistemas agroflorestais to Vinhas   |
|  | Florestas de folhosas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações  |  | Sistemas agroflorestais to Áreas de deposição de resíduos   |
|  |  |  | Sistemas culturais e parcelares complexos to Culturas temporárias de sequeiro                         |
|  |  |  | Sistemas culturais e parcelares complexos to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações |
|  |  |  | Sistemas culturais e parcelares complexos to Olivais  |
|  |  |  | Tecido urbano descontínuo to Olivais  |
|  |  |  | Tecido urbano descontínuo to Tecido urbano contínuo   |
|  |  |  | Vegetação esclerófila to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                     |
|  |  |  | Vegetação esclerófila to Florestas de folhosas  |
|  |  |  | Vinhas to Olivais   |
|  |  |  | Vinhas to Sistemas culturais e parcelares complexos   |

## Anexo IV – Áreas das transições ocorridas no período 1990-2012

Tabela 1 – Áreas das transições relativas ao período 1990-2000

| Transição  | Área (ha) | Área (%) |
|--|-----------|----------|
| Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                         | 0,01      | 0,00     |
| Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias de sequeiro   | 11,02     | 0,12     |
| Agricultura com espaços naturais to Florestas de folhosas  | 91,29     | 0,97     |
| Agricultura com espaços naturais to Olivais  | 0,03      | 0,00     |
| Agricultura com espaços naturais to Sistemas agroflorestais  | 28,36     | 0,30     |
| Agricultura com espaços naturais to Vegetação esclerófila  | 1,10      | 0,01     |
| Arrozais to Culturas temporárias de regadio  | 115,81    | 1,23     |
| Arrozais to Culturas temporárias de sequeiro   | 0,09      | 0,00     |
| Arrozais to Florestas de folhosas  | 0,00      | 0,00     |
| Arrozais to Sistemas agroflorestais  | 0,06      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Agricultura com espaços naturais                         | 0,04      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Culturas temporárias de sequeiro                         | 69,31     | 0,74     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações | 0,01      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Florestas de folhosas                                    | 0,20      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Olivais  | 0,13      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Sistemas agroflorestais                                  | 0,22      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Sistemas culturais e parcelares complexos                | 162,63    | 1,73     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Tecido urbano descontínuo                                | 0,03      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Vegetação esclerófila                                    | 0,08      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Arrozais  | 0,04      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                          | 0,08      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Culturas temporárias de sequeiro  | 108,19    | 1,15     |
| Culturas temporárias de regadio to Florestas de folhosas   | 0,06      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Florestas mistas  | 0,04      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Olivais   | 0,06      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Sistemas agroflorestais   | 0,17      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Tecido urbano descontínuo   | 0,05      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Vinhas  | 0,01      | 0,00     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Agricultura com espaços naturais   | 0,06      | 0,00     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Arrozais   | 0,05      | 0,00     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                         | 39,05     | 0,42     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias de regadio  | 2023,73   | 21,52    |
| Culturas temporárias de sequeiro to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                       | 0,46      | 0,00     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Florestas de folhosas  | 22,81     | 0,24     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Florestas mistas   | 0,00      | 0,00     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Olivais  | 110,81    | 1,18     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Pomares  | 0,14      | 0,00     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas agroflorestais  | 6,36      | 0,07     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas culturais e parcelares complexos  | 0,21      | 0,00     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Tecido urbano descontínuo  | 0,01      | 0,00     |

Tabela 1 (Continuação) – Áreas das transições relativas ao período 1990-2000

| Transição   | Área (ha) | Área (%) |
|---|-----------|----------|
| Culturas temporárias de sequeiro to Vegetação esclerófila                                       | 224,33    | 2,39     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Vinhas  | 0,08      | 0,00     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Culturas temporárias de sequeiro    | 52,35     | 0,56     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Florestas de folhosas               | 220,31    | 2,34     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Matos                               | 0,01      | 0,00     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Olivais                             | 0,01      | 0,00     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Sistemas agroflorestais             | 5,39      | 0,06     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Vegetação esclerófila               | 27,73     | 0,29     |
| Florestas de folhosas to Agricultura com espaços naturais                                       | 0,13      | 0,00     |
| Florestas de folhosas to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes | 0,28      | 0,00     |
| Florestas de folhosas to Culturas temporárias de regadio  | 0,19      | 0,00     |
| Florestas de folhosas to Culturas temporárias de sequeiro                                       | 19,90     | 0,21     |
| Florestas de folhosas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações               | 0,42      | 0,00     |
| Florestas de folhosas to Florestas mistas   | 0,28      | 0,00     |
| Florestas de folhosas to Matos  | 0,07      | 0,00     |
| Florestas de folhosas to Olivais  | 0,30      | 0,00     |
| Florestas de folhosas to Pomares  | 0,02      | 0,00     |
| Florestas de folhosas to Sistemas agroflorestais  | 587,45    | 6,25     |
| Florestas de folhosas to Sistemas culturais e parcelares complexos                              | 0,08      | 0,00     |
| Florestas de folhosas to Vegetação esclerófila  | 190,93    | 2,03     |
| Florestas de resinosas to Florestas mistas  | 0,02      | 0,00     |
| Florestas de resinosas to Sistemas culturais e parcelares complexos                             | 0,07      | 0,00     |
| Florestas mistas to Culturas temporárias de regadio   | 0,00      | 0,00     |
| Florestas mistas to Culturas temporárias de sequeiro  | 0,01      | 0,00     |
| Florestas mistas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                    | 0,00      | 0,00     |
| Florestas mistas to Florestas de folhosas   | 0,20      | 0,00     |
| Florestas mistas to Florestas de resinosas  | 0,07      | 0,00     |
| Florestas mistas to Olivais   | 0,01      | 0,00     |
| Florestas mistas to Sistemas agroflorestais   | 0,16      | 0,00     |
| Florestas mistas to Sistemas culturais e parcelares complexos                                   | 0,03      | 0,00     |
| Florestas mistas to Vegetação esclerófila   | 0,13      | 0,00     |
| Olivais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes               | 0,10      | 0,00     |
| Olivais to Culturas temporárias de regadio  | 90,26     | 0,96     |
| Olivais to Culturas temporárias de sequeiro   | 125,93    | 1,34     |
| Olivais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                             | 0,30      | 0,00     |
| Olivais to Florestas de folhosas  | 0,44      | 0,00     |
| Olivais to Pomares  | 0,04      | 0,00     |
| Olivais to Sistemas agroflorestais  | 0,75      | 0,01     |
| Olivais to Sistemas culturais e parcelares complexos  | 56,06     | 0,60     |
| Olivais to Tecido urbano descontinuo  | 11,29     | 0,12     |
| Olivais to Vegetação esclerófila  | 0,02      | 0,00     |
| Olivais to Vinhas   | 0,02      | 0,00     |
| Planos de água to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes        | 0,01      | 0,00     |
| Planos de água to Culturas temporárias de regadio   | 60,33     | 0,64     |



Tabela 1 (Continuação) – Áreas das transições relativas ao período 1990-2000

| Transição   | Área (ha) | Área (%) |
|---|-----------|----------|
| Planos de água to Culturas temporárias de sequeiro  | 0,63      | 0,01     |
| Planos de água to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                            | 1146,67   | 12,19    |
| Planos de água to Florestas de folhosas   | 0,44      | 0,00     |
| Planos de água to Florestas mistas  | 0,05      | 0,00     |
| Planos de água to Olivais   | 0,20      | 0,00     |
| Planos de água to Sistemas agroflorestais   | 0,49      | 0,01     |
| Planos de água to Sistemas culturais e parcelares complexos   | 0,14      | 0,00     |
| Planos de água to Vegetação esclerófila   | 0,02      | 0,00     |
| Pomares to Culturas temporárias de regadio  | 0,03      | 0,00     |
| Pomares to Culturas temporárias de sequeiro   | 0,10      | 0,00     |
| Pomares to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                   | 0,01      | 0,00     |
| Pomares to Olivais  | 0,01      | 0,00     |
| Pomares to Sistemas agroflorestais  | 0,01      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Agricultura com espaços naturais   | 0,01      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Arrozais   | 0,09      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes     | 0,18      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de regadio  | 132,58    | 1,41     |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de sequeiro   | 3376,46   | 35,90    |
| Sistemas agroflorestais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                   | 0,24      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Florestas de folhosas  | 153,59    | 1,63     |
| Sistemas agroflorestais to Florestas mistas   | 0,11      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Olivais  | 1,22      | 0,01     |
| Sistemas agroflorestais to Pomares  | 0,15      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Sistemas culturais e parcelares complexos                                  | 56,17     | 0,60     |
| Sistemas agroflorestais to Vegetação esclerófila  | 0,09      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Vinhas   | 0,02      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Culturas temporárias de regadio                          | 0,01      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Culturas temporárias de sequeiro                         | 0,02      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações | 0,11      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Florestas de folhosas                                    | 0,16      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Florestas de resinosas                                   | 0,01      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Florestas mistas   | 0,03      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Olivais  | 0,08      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Sistemas agroflorestais                                  | 0,10      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Tecido urbano descontínuo                                | 0,01      | 0,00     |
| Tecido urbano descontínuo to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes   | 0,06      | 0,00     |
| Tecido urbano descontínuo to Culturas temporárias de regadio  | 0,08      | 0,00     |
| Tecido urbano descontínuo to Culturas temporárias de sequeiro   | 0,00      | 0,00     |
| Tecido urbano descontínuo to Olivais  | 0,03      | 0,00     |
| Tecido urbano descontínuo to Sistemas culturais e parcelares complexos                                | 0,09      | 0,00     |
| Tecido urbano descontínuo to Vinhas   | 0,02      | 0,00     |
| Vegetação esclerófila to Florestas de folhosas  | 32,30     | 0,34     |
| Vegetação esclerófila to Matos  | 32,02     | 0,34     |
| Vinhas to Olivais   | 0,04      | 0,00     |
| Vinhas to Sistemas culturais e parcelares complexos   | 0,03      | 0,00     |
| Total Geral   | 9404,2    | 100      |

Tabela 2 - Áreas das transições relativas ao período 2000-2006

| Transição  | Área (ha) | Área (%) |
|--|-----------|----------|
| Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                         | 0,04      | 0,00     |
| Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias de sequeiro   | 0,06      | 0,00     |
| Agricultura com espaços naturais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                       | 0,35      | 0,00     |
| Agricultura com espaços naturais to Florestas de folhosas  | 0,17      | 0,00     |
| Agricultura com espaços naturais to Sistemas agroflorestais  | 0,01      | 0,00     |
| Arrozais to Culturas temporárias de regadio  | 131,81    | 1,82     |
| Arrozais to Culturas temporárias de sequeiro   | 0,03      | 0,00     |
| Arrozais to Sistemas agroflorestais  | 0,11      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Agricultura com espaços naturais                         | 0,01      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Culturas temporárias de sequeiro                         | 0,18      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações | 77,80     | 1,08     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Florestas de folhosas                                    | 0,24      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Olivais  | 0,09      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Planos de água   | 0,01      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Sistemas agroflorestais                                  | 0,18      | 0,00     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Tecido urbano descontínuo                                | 7,90      | 0,11     |
| Culturas temporárias de regadio to Arrozais  | 0,05      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                          | 0,03      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Culturas temporárias de sequeiro  | 0,60      | 0,01     |
| Culturas temporárias de regadio to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações  | 0,01      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Florestas de folhosas   | 0,18      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Florestas mistas  | 0,00      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Olivais   | 0,30      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Planos de água  | 60,32     | 0,83     |
| Culturas temporárias de regadio to Pomares   | 0,02      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Sistemas agroflorestais   | 0,60      | 0,01     |
| Culturas temporárias de regadio to Sistemas culturais e parcelares complexos   | 0,01      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Tecido urbano descontínuo   | 0,08      | 0,00     |
| Culturas temporárias de regadio to Vinhas  | 0,02      | 0,00     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Agricultura com espaços naturais   | 0,01      | 0,00     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Arrozais   | 0,08      | 0,00     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                         | 69,32     | 0,96     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias de regadio  | 585,49    | 8,10     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                       | 268,06    | 3,71     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Florestas de folhosas  | 40,83     | 0,56     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Olivais  | 257,82    | 3,57     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Planos de água   | 0,50      | 0,01     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Pomares  | 0,10      | 0,00     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas agroflorestais  | 3346,69   | 46,29    |
| Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas culturais e parcelares complexos  | 0,03      | 0,00     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Tecido urbano descontínuo  | 0,00      | 0,00     |

Tabela 2 (Continuação) - Áreas das transições relativas ao período 2000-2006

| Transição   | Área (ha) | Área (%) |
|---|-----------|----------|
| Culturas temporárias de sequeiro to Vinhas  | 87,90     | 1,22%    |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Culturas temporárias de sequeiro    | 0,11      | 0,00%    |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Florestas de folhosas               | 237,95    | 3,29%    |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Olivais                             | 0,01      | 0,00%    |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Planos de água                      | 0,01      | 0,00%    |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Sistemas agroflorestais             | 0,07      | 0,00%    |
| Florestas de folhosas to Agricultura com espaços naturais                                       | 0,25      | 0,00%    |
| Florestas de folhosas to Arrozaes   | 0,00      | 0,00%    |
| Florestas de folhosas to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes | 0,19      | 0,00%    |
| Florestas de folhosas to Culturas temporárias de regadio  | 3,49      | 0,05%    |
| Florestas de folhosas to Culturas temporárias de sequeiro                                       | 1,38      | 0,02%    |
| Florestas de folhosas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações               | 524,22    | 7,25%    |
| Florestas de folhosas to Florestas mistas   | 0,20      | 0,00%    |
| Florestas de folhosas to Olivais  | 0,41      | 0,01%    |
| Florestas de folhosas to Planos de água   | 0,31      | 0,00%    |
| Florestas de folhosas to Sistemas agroflorestais  | 9,32      | 0,13%    |
| Florestas de folhosas to Sistemas culturais e parcelares complexos                              | 0,16      | 0,00%    |
| Florestas de resinosas to Florestas mistas  | 13,36     | 0,18%    |
| Florestas de resinosas to Sistemas culturais e parcelares complexos                             | 0,01      | 0,00%    |
| Florestas mistas to Culturas temporárias de regadio   | 0,04      | 0,00%    |
| Florestas mistas to Culturas temporárias de sequeiro  | 0,00      | 0,00%    |
| Florestas mistas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                    | 33,89     | 0,47%    |
| Florestas mistas to Florestas de folhosas   | 44,01     | 0,61%    |
| Florestas mistas to Planos de água  | 0,04      | 0,00%    |
| Florestas mistas to Sistemas agroflorestais   | 0,12      | 0,00%    |
| Florestas mistas to Sistemas culturais e parcelares complexos                                   | 0,03      | 0,00%    |
| Matos to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                               | 32,02     | 0,44%    |
| Matos to Florestas de folhosas  | 0,08      | 0,00%    |
| Olivais to Agricultura com espaços naturais   | 0,03      | 0,00%    |
| Olivais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes               | 45,27     | 0,63%    |
| Olivais to Culturas temporárias de regadio  | 175,77    | 2,43%    |
| Olivais to Culturas temporárias de sequeiro   | 57,12     | 0,79%    |
| Olivais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                             | 94,91     | 1,31%    |
| Olivais to Florestas de folhosas  | 17,20     | 0,24%    |
| Olivais to Florestas mistas   | 0,02      | 0,00%    |
| Olivais to Planos de água   | 0,14      | 0,00%    |
| Olivais to Pomares  | 0,01      | 0,00%    |
| Olivais to Sistemas agroflorestais  | 1,20      | 0,02%    |
| Olivais to Sistemas culturais e parcelares complexos  | 0,08      | 0,00%    |
| Olivais to Tecido urbano descontínuo  | 0,04      | 0,00%    |
| Olivais to Vinhas   | 0,04      | 0,00%    |
| Planos de água to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes        | 0,01      | 0,00%    |
| Planos de água to Culturas temporárias de regadio   | 0,02      | 0,00%    |
| Planos de água to Culturas temporárias de sequeiro  | 0,28      | 0,00%    |
| Planos de água to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                      | 0,02      | 0,00%    |

Tabela 2 (Continuação) - Áreas das transições relativas ao período 2000-2006

| Transição   | Área (ha) | Área (%) |
|---|-----------|----------|
| Planos de água to Florestas de folhosas   | 0,30      | 0,00     |
| Planos de água to Florestas mistas  | 0,00      | 0,00     |
| Planos de água to Olivais   | 0,29      | 0,00     |
| Planos de água to Pomares   | 0,01      | 0,00     |
| Planos de água to Sistemas agroflorestais   | 0,18      | 0,00     |
| Planos de água to Sistemas culturais e parcelares complexos   | 0,08      | 0,00     |
| Pomares to Culturas temporárias de regadio  | 0,03      | 0,00     |
| Pomares to Culturas temporárias de sequeiro   | 0,11      | 0,00     |
| Pomares to Florestas de folhosas  | 0,02      | 0,00     |
| Pomares to Olivais  | 0,04      | 0,00     |
| Pomares to Sistemas agroflorestais  | 0,15      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Agricultura com espaços naturais   | 28,32     | 0,39     |
| Sistemas agroflorestais to Arrozais   | 0,01      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                   | 0,21      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de regadio  | 45,59     | 0,63     |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de sequeiro   | 17,93     | 0,25     |
| Sistemas agroflorestais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                 | 5,63      | 0,08     |
| Sistemas agroflorestais to Florestas de folhosas  | 621,38    | 8,60     |
| Sistemas agroflorestais to Florestas mistas   | 0,09      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Olivais  | 0,56      | 0,01     |
| Sistemas agroflorestais to Planos de água   | 0,38      | 0,01     |
| Sistemas agroflorestais to Pomares  | 0,01      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Sistemas culturais e parcelares complexos  | 0,10      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Vinhas   | 0,06      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes | 162,63    | 2,25     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Culturas temporárias de sequeiro                                       | 0,14      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Florestas de folhosas  | 0,08      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Florestas de resinosas   | 0,07      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Florestas mistas   | 0,03      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Olivais  | 30,62     | 0,42     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Planos de água   | 0,11      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Sistemas agroflorestais  | 56,16     | 0,78     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Tecido urbano descontínuo  | 0,09      | 0,00     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Vinhas   | 25,54     | 0,35     |
| Tecido urbano descontínuo to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                 | 0,04      | 0,00     |
| Tecido urbano descontínuo to Culturas temporárias de regadio  | 0,05      | 0,00     |
| Tecido urbano descontínuo to Olivais  | 0,05      | 0,00     |
| Tecido urbano descontínuo to Sistemas culturais e parcelares complexos  | 0,01      | 0,00     |
| Vinhas to Culturas temporárias de regadio   | 0,06      | 0,00     |
| Vinhas to Olivais   | 0,02      | 0,00     |
| Vinhas to Sistemas agroflorestais   | 0,02      | 0,00     |
| Vinhas to Tecido urbano descontínuo   | 0,02      | 0,00     |
| Total Geral   | 7229,1    | 100      |

Tabela 3 – Áreas das transições relativas ao período 2006-2012

| Transição  | Área (ha) | Área (%) |
|--|-----------|----------|
| Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                         | 1,83      | 0,01     |
| Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias de sequeiro   | 26,91     | 0,16     |
| Agricultura com espaços naturais to Sistemas agroflorestais  | 157,41    | 0,92     |
| Arrozais to Culturas temporárias de regadio  | 19,08     | 0,11     |
| Arrozais to Culturas temporárias de sequeiro   | 219,83    | 1,29     |
| Arrozais to Florestas de folhosas  | 8,20      | 0,05     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Culturas temporárias de sequeiro                         | 11,49     | 0,07     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações | 26,25     | 0,15     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Florestas de folhosas                                    | 3,13      | 0,02     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Olivais  | 222,17    | 1,30     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Pastagens permanentes                                    | 127,06    | 0,75     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Planos de água   | 4,80      | 0,03     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Sistemas agroflorestais                                  | 7,92      | 0,05     |
| Culturas temporárias associadas às culturas permanentes to Tecido urbano contínuo  | 1,10      | 0,01     |
| Culturas temporárias de regadio to Culturas temporárias de sequeiro  | 182,01    | 1,07     |
| Culturas temporárias de regadio to Florestas de folhosas   | 92,05     | 0,54     |
| Culturas temporárias de regadio to Olivais   | 951,26    | 5,58     |
| Culturas temporárias de regadio to Pastagens permanentes   | 3,01      | 0,02     |
| Culturas temporárias de regadio to Planos de água  | 106,42    | 0,62     |
| Culturas temporárias de regadio to Sistemas agroflorestais   | 88,20     | 0,52     |
| Culturas temporárias de regadio to Sistemas culturais e parcelares complexos   | 6,27      | 0,04     |
| Culturas temporárias de regadio to Vinhas  | 13,90     | 0,08     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                         | 0,52      | 0,00     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias de regadio  | 187,88    | 1,10     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                       | 138,76    | 0,81     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Florestas de folhosas  | 47,47     | 0,28     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Olivais  | 893,35    | 5,24     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Pastagens permanentes  | 439,56    | 2,58     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Planos de água   | 96,27     | 0,56     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas agroflorestais  | 1266,66   | 7,43     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas culturais e parcelares complexos  | 148,95    | 0,87     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Vinhas   | 71,74     | 0,42     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Agricultura com espaços naturais                                       | 27,72     | 0,16     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Culturas temporárias de sequeiro                                       | 12,61     | 0,07     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Florestas de folhosas  | 230,20    | 1,35     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Olivais  | 0,25      | 0,00     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Pastagens permanentes  | 0,73      | 0,00     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Sistemas agroflorestais  | 37,85     | 0,22     |
| Florestas de folhosas to Áreas de deposição de resíduos  | 13,59     | 0,08     |
| Florestas de folhosas to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                                    | 0,30      | 0,00     |
| Florestas de folhosas to Culturas temporárias de regadio   | 1,23      | 0,01     |
| Florestas de folhosas to Culturas temporárias de sequeiro  | 19,20     | 0,11     |
| Florestas de folhosas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações  | 769,12    | 4,51     |
| Florestas de folhosas to Florestas de resinosas  | 35,61     | 0,21     |

Tabela 3 (Continuação) – Áreas das transições relativas ao período 2006-2012

| Transição   | Área (ha) | Área (%) |
|---|-----------|----------|
| Florestas de folhosas to Olivais  | 6,05      | 0,04     |
| Florestas de folhosas to Pastagens permanentes  | 123,99    | 0,73     |
| Florestas de folhosas to Planos de água   | 36,27     | 0,21     |
| Florestas de folhosas to Sistemas agroflorestais  | 5756,24   | 33,78    |
| Florestas de folhosas to Vegetação esclerófila  | 7,45      | 0,04     |
| Florestas de folhosas to Vinhas   | 0,56      | 0,00     |
| Florestas de resinosas to Florestas mistas  | 14,36     | 0,08     |
| Florestas mistas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                          | 85,22     | 0,50     |
| Florestas mistas to Florestas de folhosas   | 145,89    | 0,86     |
| Florestas mistas to Sistemas agroflorestais   | 85,20     | 0,50     |
| Olivais to Culturas temporárias de sequeiro   | 46,50     | 0,27     |
| Olivais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                   | 7,00      | 0,04     |
| Olivais to Florestas de folhosas  | 46,49     | 0,27     |
| Olivais to Planos de água   | 21,89     | 0,13     |
| Olivais to Sistemas agroflorestais  | 14,92     | 0,09     |
| Planos de água to Culturas temporárias de sequeiro  | 38,30     | 0,22     |
| Planos de água to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                            | 4,89      | 0,03     |
| Planos de água to Florestas de folhosas   | 13,01     | 0,08     |
| Planos de água to Olivais   | 12,62     | 0,07     |
| Planos de água to Sistemas agroflorestais   | 8,86      | 0,05     |
| Pomares to Olivais  | 177,46    | 1,04     |
| Pomares to Sistemas agroflorestais  | 3,33      | 0,02     |
| Sistemas agroflorestais to Áreas de deposição de resíduos   | 8,88      | 0,05     |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes     | 0,29      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de regadio  | 66,20     | 0,39     |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de sequeiro   | 730,97    | 4,29     |
| Sistemas agroflorestais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                   | 326,58    | 1,92     |
| Sistemas agroflorestais to Florestas de folhosas  | 691,35    | 4,06     |
| Sistemas agroflorestais to Florestas de resinosas   | 0,64      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Florestas mistas   | 463,13    | 2,72     |
| Sistemas agroflorestais to Olivais  | 180,10    | 1,06     |
| Sistemas agroflorestais to Pastagens permanentes  | 755,03    | 4,43     |
| Sistemas agroflorestais to Planos de água   | 55,39     | 0,33     |
| Sistemas agroflorestais to Vinhas   | 3,55      | 0,02     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Culturas temporárias de sequeiro                         | 45,13     | 0,26     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações | 114,49    | 0,67     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Olivais  | 67,61     | 0,40     |
| Tecido urbano descontínuo to Olivais  | 2,49      | 0,01     |
| Tecido urbano descontínuo to Tecido urbano contínuo   | 77,83     | 0,46     |
| Vinhas to Culturas temporárias de regadio   | 2,93      | 0,02     |
| Vinhas to Culturas temporárias de sequeiro  | 3,60      | 0,02     |
| Vinhas to Olivais   | 46,46     | 0,27     |
| Vinhas to Sistemas agroflorestais   | 22,22     | 0,13     |
| Vinhas to Sistemas culturais e parcelares complexos   | 0,33      | 0,00     |
| Total Geral   | 17041,6   | 100      |

Tabela 4 - Áreas das transições relativas ao período 1990-2012

| Transição  | Área (ha) | Área (%) |
|--|-----------|----------|
| Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                         | 1,83      | 0,01     |
| Agricultura com espaços naturais to Culturas temporárias de sequeiro   | 26,91     | 0,13     |
| Agricultura com espaços naturais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                       | 0,33      | 0,00     |
| Agricultura com espaços naturais to Florestas de folhosas  | 92,21     | 0,45     |
| Agricultura com espaços naturais to Sistemas agroflorestais  | 168,47    | 0,82     |
| Arrozais to Culturas temporárias de regadio  | 237,22    | 1,16     |
| Arrozais to Culturas temporárias de sequeiro   | 219,82    | 1,07     |
| Arrozais to Florestas de folhosas  | 37,67     | 0,18     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Culturas temporárias de sequeiro                         | 23,84     | 0,12     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações | 91,49     | 0,45     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Florestas de folhosas                                    | 3,15      | 0,02     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Olivais  | 177,02    | 0,86     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Pastagens  | 127,06    | 0,62     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Planos de água   | 4,80      | 0,02     |
| Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes to Sistemas agroflorestais                                  | 8,08      | 0,04     |
| Culturas temporárias de regadio to Culturas temporárias de sequeiro  | 8,85      | 0,04     |
| Culturas temporárias de regadio to Florestas de folhosas   | 55,13     | 0,27     |
| Culturas temporárias de regadio to Olivais   | 183,52    | 0,89     |
| Culturas temporárias de regadio to Pastagens permanentes   | 3,01      | 0,01     |
| Culturas temporárias de regadio to Planos de água  | 98,36     | 0,48     |
| Culturas temporárias de regadio to Sistemas agroflorestais   | 4,76      | 0,02     |
| Culturas temporárias de regadio to Sistemas culturais e parcelares complexos   | 5,89      | 0,03     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                         | 30,54     | 0,15     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Culturas temporárias de regadio  | 1744,78   | 8,50     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                       | 492,69    | 2,40     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Florestas de folhosas  | 153,65    | 0,75     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Olivais  | 1807,44   | 8,81     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Pastagens  | 440,29    | 2,15     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Planos de água   | 103,63    | 0,51     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas agroflorestais  | 1349,13   | 6,58     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Sistemas culturais e parcelares complexos  | 148,95    | 0,73     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Tecido urbano contínuo   | 8,12      | 0,04     |
| Culturas temporárias de sequeiro to Vinhas   | 140,69    | 0,69     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Agricultura com espaços naturais                                       | 27,72     | 0,14     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Florestas de folhosas  | 225,30    | 1,10     |
| Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações to Vegetação esclerófila  | 0,02      | 0,00     |
| Florestas de folhosas to Áreas de deposição de resíduos  | 13,59     | 0,07     |
| Florestas de folhosas to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes                                    | 0,30      | 0,00     |
| Florestas de folhosas to Culturas temporárias de regadio   | 4,38      | 0,02     |
| Florestas de folhosas to Culturas temporárias de sequeiro  | 7,68      | 0,04     |
| Florestas de folhosas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações  | 1103,60   | 5,38     |
| Florestas de folhosas to Florestas de resinosas  | 2,60      | 0,01     |
| Florestas de folhosas to Olivais   | 6,05      | 0,03     |
| Florestas de folhosas to Pastagens permanentes   | 123,99    | 0,60     |



Tabela 4 (Continuação) - Áreas das transições relativas ao período 1990-2012

| Transição   | Área (ha) | Área (%) |
|---|-----------|----------|
| Florestas de folhosas to Planos de água   | 36,27     | 0,18     |
| Florestas de folhosas to Sistemas agroflorestais  | 5682,21   | 27,70    |
| Florestas de folhosas to Vegetação esclerófila  | 3,97      | 0,02     |
| Florestas de folhosas to Vinhas   | 0,56      | 0,00     |
| Florestas de resinosas to Florestas mistas  | 27,66     | 0,13     |
| Florestas mistas to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                          | 85,36     | 0,42     |
| Florestas mistas to Florestas de folhosas   | 145,89    | 0,71     |
| Florestas mistas to Sistemas agroflorestais   | 162,93    | 0,79     |
| Olivais to Culturas temporárias de regadio  | 187,06    | 0,91     |
| Olivais to Culturas temporárias de sequeiro   | 120,07    | 0,59     |
| Olivais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                                   | 101,98    | 0,50     |
| Olivais to Florestas de folhosas  | 63,45     | 0,31     |
| Olivais to Planos de água   | 21,89     | 0,11     |
| Olivais to Sistemas agroflorestais  | 26,19     | 0,13     |
| Olivais to Tecido urbano contínuo   | 9,93      | 0,05     |
| Olivais to Vinhas   | 27,92     | 0,14     |
| Planos de água to Culturas temporárias de sequeiro  | 38,30     | 0,19     |
| Planos de água to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                            | 4,89      | 0,02     |
| Planos de água to Florestas de folhosas   | 13,01     | 0,06     |
| Planos de água to Olivais   | 12,62     | 0,06     |
| Planos de água to Sistemas agroflorestais   | 8,86      | 0,04     |
| Pomares to Olivais  | 177,47    | 0,87     |
| Pomares to Sistemas agroflorestais  | 3,33      | 0,02     |
| Sistemas agroflorestais to Áreas de deposição de resíduos   | 8,88      | 0,04     |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias e/ou pastagens associadas às culturas permanentes     | 0,29      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de regadio  | 215,00    | 1,05     |
| Sistemas agroflorestais to Culturas temporárias de sequeiro   | 731,15    | 3,56     |
| Sistemas agroflorestais to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                   | 326,58    | 1,59     |
| Sistemas agroflorestais to Florestas de folhosas  | 819,38    | 3,99     |
| Sistemas agroflorestais to Florestas de resinosas   | 33,64     | 0,16     |
| Sistemas agroflorestais to Florestas mistas   | 463,13    | 2,26     |
| Sistemas agroflorestais to Olivais  | 230,96    | 1,13     |
| Sistemas agroflorestais to Pastagens  | 755,02    | 3,68     |
| Sistemas agroflorestais to Planos de água   | 56,07     | 0,27     |
| Sistemas agroflorestais to Sistemas culturais e parcelares complexos                                  | 0,39      | 0,00     |
| Sistemas agroflorestais to Vinhas   | 3,55      | 0,02     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Culturas temporárias de sequeiro                         | 45,13     | 0,22     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações | 114,49    | 0,56     |
| Sistemas culturais e parcelares complexos to Olivais  | 67,61     | 0,33     |
| Tecido urbano descontínuo to Olivais  | 0,33      | 0,00     |
| Tecido urbano descontínuo to Tecido urbano contínuo   | 60,92     | 0,30     |
| Vegetação esclerófila to Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações                     | 31,93     | 0,16     |
| Vegetação esclerófila to Florestas de folhosas  | 28,94     | 0,14     |
| Vinhas to Olivais   | 44,71     | 0,22     |
| Vinhas to Sistemas culturais e parcelares complexos   | 0,33      | 0,00     |
| Total Geral   | 20514,8   | 100      |



## Anexo V – Resultados obtidos a partir do cálculo das métricas

Tabela 1 - Métricas calculadas ao nível da classe associadas à área das manchas

| Classe | Número de manchas (NP) |      |      |      | Área da classe em ha (CA) |       |       |       | Média do tamanho da mancha em ha (MPS) |      |      |      | Desvio padrão do tamanho da mancha em ha (PSSD) |      |      |      |
|--------|------------------------|------|------|------|---------------------------|-------|-------|-------|--|------|------|------|---|------|------|------|
|        | 1990                   | 2000 | 2006 | 2012 | 1990                      | 2000  | 2006  | 2012  | 1990                                   | 2000 | 2006 | 2012 | 1990  | 2000 | 2006 | 2012 |
| 111    |                        |      |      | 1    |                           |       |       | 79    |  |      |      | 79   |   |      |      | 0    |
| 112    | 3                      | 3    | 3    | 2    | 121                       | 132   | 140   | 60    | 40                                     | 44   | 47   | 30   | 15  | 20   | 24   | 5    |
| 132    |                        |      |      | 1    |                           |       |       | 22    |  |      |      | 22   |   |      |      | 0    |
| 211    | 50                     | 55   | 56   | 68   | 11874                     | 13210 | 8630  | 6675  | 237                                    | 240  | 154  | 98   | 390   | 531  | 182  | 103  |
| 212    | 13                     | 35   | 34   | 25   | 1087                      | 3401  | 4282  | 3116  | 84                                     | 97   | 126  | 125  | 115   | 100  | 144  | 150  |
| 213    | 2                      | 3    | 2    |      | 495                       | 379   | 247   |       | 247                                    | 126  | 124  |      | 242   | 116  | 118  |      |
| 221    | 1                      | 1    | 3    | 5    | 45                        | 45    | 159   | 173   | 45                                     | 45   | 53   | 35   | 0   | 0    | 11   | 8    |
| 222    | 2                      | 2    | 2    |      | 181                       | 181   | 181   |       | 90                                     | 91   | 90   |      | 17  | 17   | 17   |      |
| 223    | 44                     | 41   | 38   | 38   | 5548                      | 5375  | 5274  | 7697  | 126                                    | 131  | 139  | 203  | 185   | 188  | 204  | 425  |
| 231    |                        |      |      | 21   |                           |       |       | 1449  |  |      |      | 69   |   |      |      | 91   |
| 241    | 10                     | 9    | 11   | 9    | 1068                      | 875   | 1066  | 665   | 107                                    | 97   | 97   | 74   | 59  | 62   | 63   | 57   |
| 242    | 8                      | 12   | 8    | 5    | 571                       | 846   | 571   | 499   | 71                                     | 70   | 71   | 100  | 50  | 52   | 50   | 57   |
| 243    | 9                      | 6    | 6    | 4    | 543                       | 411   | 439   | 281   | 60                                     | 69   | 73   | 70   | 81  | 84   | 81   | 90   |
| 244    | 69                     | 79   | 71   | 61   | 16177                     | 13085 | 15780 | 19947 | 234                                    | 166  | 222  | 327  | 571   | 252  | 562  | 725  |
| 311    | 32                     | 30   | 29   | 43   | 20190                     | 19912 | 20334 | 14842 | 631                                    | 664  | 701  | 345  | 2604  | 2697 | 2743 | 1565 |
| 312    | 1                      | 1    | 1    | 2    | 95                        | 95    | 82    | 104   | 95                                     | 95   | 82   | 52   | 0   | 0    | 0    | 16   |
| 313    | 7                      | 6    | 6    | 5    | 1023                      | 1023  | 959   | 1120  | 146                                    | 171  | 160  | 224  | 150   | 149  | 153  | 317  |
| 322    |                        | 1    |      |      |                           | 32    |       |       |  | 32   |      |      |   | 0    |      |      |
| 323    | 1                      |      |      | 1    | 64                        |       |       | 8     | 64                                     |      |      | 8    | 0   |      |      | 0    |
| 324    | 5                      | 10   | 21   | 36   | 306                       | 444   | 1243  | 2407  | 61                                     | 44   | 59   | 67   | 56  | 45   | 71   | 112  |
| 512    | 4                      | 4    | 4    | 2    | 1209                      | 1148  | 1209  | 1452  | 302                                    | 287  | 302  | 726  | 485   | 459  | 485  | 714  |

Tabela 2 - Métricas calculadas ao nível da classe associadas à área central das manchas

| Classe | Número de áreas centrais (NCA) |      |      |      | Área total da classe em ha (TCA) |       |       |       | Índice da área central em % (TCAI) |       |       |       |
|--------|--------------------------------|------|------|------|----------------------------------|-------|-------|-------|------------------------------------|-------|-------|-------|
|        | 1990                           | 2000 | 2006 | 2012 | 1990                             | 2000  | 2006  | 2012  | 1990                               | 2000  | 2006  | 2012  |
| 111    |                                |      |      | 1    |                                  |       |       | 75    |                                    |       |       | 94,40 |
| 112    | 3                              | 3    | 3    | 2    | 113                              | 123   | 151   | 55    | 93,20                              | 93,48 | 93,55 | 92,32 |
| 132    |                                |      |      | 2    |                                  |       |       | 20    |                                    |       |       | 87,29 |
| 211    | 57                             | 63   | 60   | 71   | 11390                            | 12646 | 8187  | 6266  | 95,92                              | 95,73 | 94,86 | 93,86 |
| 212    | 13                             | 35   | 34   | 25   | 1033                             | 3246  | 4102  | 2988  | 95,02                              | 95,45 | 95,81 | 95,89 |
| 213    | 2                              | 3    | 2    |      | 478                              | 365   | 237   |       | 96,63                              | 96,36 | 95,78 |       |
| 221    | 1                              | 1    | 3    | 5    | 42                               | 42    | 147   | 157   | 93,34                              | 93,33 | 92,44 | 91,06 |
| 222    | 2                              | 2    | 2    |      | 170                              | 170   | 170   |       | 93,95                              | 93,95 | 93,95 |       |
| 223    | 44                             | 41   | 38   | 40   | 5295                             | 5131  | 5040  | 7400  | 95,44                              | 95,45 | 95,56 | 96,14 |
| 231    |                                |      |      | 21   |                                  |       |       | 1346  |                                    |       |       | 92,89 |
| 241    | 10                             | 9    | 11   | 9    | 1015                             | 830   | 1011  | 628   | 95,05                              | 94,81 | 94,81 | 94,33 |
| 242    | 9                              | 13   | 9    | 5    | 532                              | 792   | 532   | 466   | 93,23                              | 93,59 | 93,23 | 93,39 |
| 243    | 11                             | 7    | 6    | 4    | 512                              | 386   | 412   | 265   | 94,39                              | 93,89 | 93,85 | 94,30 |
| 244    | 74                             | 84   | 76   | 89   | 15623                            | 12563 | 15224 | 19220 | 96,57                              | 96,01 | 96,47 | 96,35 |
| 311    | 53                             | 50   | 50   | 64   | 19641                            | 19378 | 19780 | 14374 | 97,28                              | 97,32 | 97,27 | 96,85 |
| 312    | 1                              | 1    | 1    | 2    | 90                               | 90    | 78    | 97    | 94,54                              | 94,54 | 94,62 | 93,40 |
| 313    | 7                              | 6    | 6    | 5    | 984                              | 984   | 923   | 1085  | 96,12                              | 96,13 | 96,26 | 96,90 |
| 322    |                                | 1    |      |      |                                  | 29    |       |       |                                    | 91,36 |       |       |
| 323    | 1                              |      |      | 1    | 60                               |       |       | 6     | 93,98                              |       |       | 78,60 |
| 324    | 5                              | 14   | 27   | 43   | 288                              | 410   | 1172  | 2262  | 94,05                              | 92,29 | 94,24 | 93,98 |
| 512    | 5                              | 5    | 5    | 3    | 1111                             | 1057  | 1111  | 1344  | 91,89                              | 92,02 | 91,89 | 92,55 |

Tabela 3 - Métricas calculadas ao nível da classe associadas à diversidade e margem das manchas

| Classe | Proporção da Classe (%) |       |       |       | Margem Total em m (TE) |           |           |           | Margem Média da Mancha em m (MPE) |          |          |          |
|--------|-------------------------|-------|-------|-------|------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------------------------------|----------|----------|----------|
|        | 1990                    | 2000  | 2006  | 2012  | 1990                   | 2000      | 2006      | 2012      | 1990                              | 2000     | 2006     | 2012     |
| 111    |                         |       |       | 0,13  |                        |           |           | 4459,36   |                                   |          |          | 4459,36  |
| 112    | 0,20                    | 0,22  | 0,23  | 0,10  | 8326,09                | 8716,49   | 9130,08   | 4650,36   | 2775,36                           | 2905,50  | 3043,36  | 2325,18  |
| 132    |                         |       |       | 0,04  |                        |           |           | 3110,84   |                                   |          |          | 3110,84  |
| 211    | 19,60                   | 21,80 | 14,24 | 11,02 | 487688,17              | 568790,69 | 447120,11 | 414276,22 | 9753,76                           | 10341,65 | 7984,29  | 6092,30  |
| 212    | 1,79                    | 5,61  | 7,07  | 5,14  | 55100,90               | 156393,62 | 180965,15 | 128921,81 | 4238,53                           | 4468,39  | 5322,50  | 5156,87  |
| 213    | 0,82                    | 0,63  | 0,41  |       | 16750,65               | 13936,34  | 10542,11  |           | 8375,33                           | 4645,45  | 5271,05  |          |
| 221    | 0,07                    | 0,07  | 0,26  | 0,29  | 3041,28                | 3061,91   | 12138,31  | 15665,58  | 3041,28                           | 3061,91  | 4046,10  | 3133,12  |
| 222    | 0,30                    | 0,30  | 0,30  |       | 11025,10               | 11042,09  | 11025,10  |           | 5512,55                           | 5521,05  | 5512,55  |          |
| 223    | 9,16                    | 8,87  | 8,70  | 12,70 | 255307,99              | 246818,22 | 236813,97 | 300286,97 | 5802,45                           | 6019,96  | 6231,95  | 7902,29  |
| 231    |                         |       |       | 2,39  |                        |           |           | 104368,95 |                                   |          |          | 4969,95  |
| 241    | 1,76                    | 1,44  | 1,76  | 1,10  | 53239,59               | 45762,80  | 55822,66  | 38123,29  | 5323,96                           | 5084,76  | 5074,79  | 4235,92  |
| 242    | 0,94                    | 1,40  | 0,94  | 0,82  | 39278,04               | 54986,23  | 39278,04  | 33437,25  | 4909,76                           | 4582,19  | 4909,76  | 6687,45  |
| 243    | 0,90                    | 0,68  | 0,72  | 0,46  | 31614,38               | 25502,58  | 27293,97  | 16219,83  | 3512,71                           | 4250,43  | 4549,00  | 4054,96  |
| 244    | 26,70                   | 21,59 | 26,04 | 32,92 | 559368,16              | 527876,90 | 561715,93 | 738071,63 | 8106,78                           | 6681,99  | 7911,49  | 12099,53 |
| 311    | 33,32                   | 32,86 | 33,56 | 24,49 | 553775,81              | 538445,69 | 559374,36 | 474715,72 | 17305,49                          | 17948,19 | 19288,77 | 11039,90 |
| 312    | 0,16                    | 0,16  | 0,14  | 0,17  | 5235,58                | 5235,59   | 4448,24   | 6937,25   | 5235,58                           | 5235,59  | 4448,24  | 3468,62  |
| 313    | 1,69                    | 1,69  | 1,58  | 1,85  | 40000,70               | 39833,99  | 36096,86  | 35304,53  | 5714,39                           | 6639,00  | 6016,14  | 7060,91  |
| 322    |                         | 0,05  |       |       |                        | 2824,85   |           |           |                                   | 2824,85  |          |          |
| 323    | 0,11                    |       |       | 0,01  | 3923,53                |           |           | 1914,07   | 3923,53                           |          |          | 1914,07  |
| 324    | 0,50                    | 0,73  | 2,05  | 3,97  | 18399,27               | 35862,47  | 73434,64  | 147844,38 | 3679,85                           | 3586,25  | 3496,89  | 4106,79  |
| 512    | 2,00                    | 1,90  | 2,00  | 2,40  | 98289,28               | 91929,16  | 98289,28  | 108348,32 | 24572,32                          | 22982,29 | 24572,32 | 54174,16 |

Tabela 4 - Métricas calculadas ao nível da classe associadas à forma das manchas

| Classe | Média do Índice de Forma (MSI) |       |       |       | Média da Razão Perímetro/Área (MPAR) |       |       |       | Dimensão Média dos Fractais (MFRAC) |       |       |       |
|--------|--------------------------------|-------|-------|-------|--------------------------------------|-------|-------|-------|-------------------------------------|-------|-------|-------|
|        | 1990                           | 2000  | 2006  | 2012  | 1990                                 | 2000  | 2006  | 2012  | 1990                                | 2000  | 2006  | 2012  |
| 111    |                                |       |       | 1,416 |                                      |       |       | 0,006 |                                     |       |       | 1,238 |
| 112    | 1,243                          | 1,252 | 1,272 | 1,202 | 0,007                                | 0,007 | 0,007 | 0,008 | 1,231                               | 1,231 | 1,232 | 1,230 |
| 132    |                                |       |       | 1,851 |                                      |       |       | 0,014 |                                     |       |       | 1,305 |
| 211    | 1,869                          | 1,968 | 1,883 | 1,868 | 0,012                                | 0,013 | 0,013 | 0,039 | 1,267                               | 1,278 | 1,276 | 1,289 |
| 212    | 1,474                          | 1,372 | 1,428 | 1,356 | 0,022                                | 0,012 | 0,011 | 0,005 | 1,260                               | 1,236 | 1,239 | 1,227 |
| 213    | 1,933                          | 1,508 | 1,778 |       | 0,016                                | 0,012 | 0,016 |       | 1,301                               | 1,259 | 1,295 |       |
| 221    | 1,279                          | 1,286 | 1,599 | 1,500 | 0,007                                | 0,007 | 0,008 | 0,009 | 1,232                               | 1,233 | 1,259 | 1,258 |
| 222    | 1,598                          | 1,599 | 1,598 |       | 0,006                                | 0,006 | 0,006 |       | 1,246                               | 1,246 | 1,246 |       |
| 223    | 1,539                          | 1,562 | 1,638 | 1,733 | 0,007                                | 0,007 | 0,011 | 0,011 | 1,247                               | 1,248 | 1,258 | 1,261 |
| 231    |                                |       |       | 1,770 |                                      |       |       | 0,011 |                                     |       |       | 1,277 |
| 241    | 1,492                          | 1,517 | 1,515 | 1,481 | 0,006                                | 0,006 | 0,006 | 0,007 | 1,242                               | 1,247 | 1,247 | 1,250 |
| 242    | 2,025                          | 1,812 | 2,025 | 2,250 | 0,037                                | 0,027 | 0,037 | 0,031 | 1,327                               | 1,299 | 1,327 | 1,327 |
| 243    | 1,855                          | 1,835 | 1,680 | 1,601 | 0,031                                | 0,040 | 0,021 | 0,026 | 1,305                               | 1,333 | 1,290 | 1,295 |
| 244    | 1,675                          | 1,681 | 1,683 | 2,067 | 0,032                                | 0,032 | 0,031 | 0,040 | 1,274                               | 1,278 | 1,275 | 1,298 |
| 311    | 2,144                          | 2,070 | 2,176 | 1,961 | 0,008                                | 0,008 | 0,007 | 0,009 | 1,284                               | 1,278 | 1,282 | 1,281 |
| 312    | 1,513                          | 1,513 | 1,386 | 1,345 | 0,005                                | 0,005 | 0,005 | 0,007 | 1,244                               | 1,244 | 1,234 | 1,236 |
| 313    | 1,647                          | 1,700 | 1,662 | 1,681 | 0,029                                | 0,012 | 0,013 | 0,015 | 1,293                               | 1,270 | 1,270 | 1,274 |
| 322    |                                | 1,407 |       |       |                                      | 0,009 |       |       |                                     | 1,254 |       |       |
| 323    | 1,380                          |       |       | 1,972 | 0,006                                |       |       | 0,026 | 1,237                               |       |       | 1,346 |
| 324    | 1,394                          | 2,133 | 1,799 | 1,681 | 0,009                                | 0,067 | 0,607 | 0,024 | 1,248                               | 1,365 | 1,296 | 1,287 |
| 512    | 3,077                          | 2,994 | 3,077 | 4,712 | 0,011                                | 0,011 | 0,011 | 0,011 | 1,313                               | 1,312 | 1,313 | 1,346 |

Tabela 5 - Métricas calculadas ao nível da classe associadas à subdivisão

| Classe | Índice de Divisão da Paisagem (DIVISION) |       |       |       | Índice de Fragmentação (SPLIT) |       |       |       | Tamanho da Malha Efetiva em ha (MESH) |           |           |          |
|--------|--|-------|-------|-------|--------------------------------|-------|-------|-------|---------------------------------------|-----------|-----------|----------|
|        | 1990                                     | 2000  | 2006  | 2012  | 1990                           | 2000  | 2006  | 2012  | 1990                                  | 2000      | 2006      | 2012     |
| 111    |  |       |       | 0,00  |                                |       |       | 1,00  |                                       |           |           | 789255   |
| 112    | 61,86                                    | 59,44 | 57,76 | 48,81 | 2,62                           | 2,47  | 2,37  | 1,95  | 460719                                | 535172    | 591009    | 305049   |
| 132    |  |       |       | 0,00  |                                |       |       | 1,00  |                                       |           |           | 224679   |
| 211    | 92,60                                    | 89,30 | 95,73 | 96,91 | 13,52                          | 9,35  | 23,40 | 32,40 | 8785396                               | 14130898  | 3687411   | 2060124  |
| 212    | 77,68                                    | 94,09 | 93,20 | 90,19 | 4,48                           | 16,92 | 14,71 | 10,19 | 2425387                               | 2010176   | 2910784   | 3057422  |
| 213    | 2,25                                     | 38,54 | 4,46  |       | 1,02                           | 1,63  | 1,05  |       | 4836518                               | 2329454   | 2361024   |          |
| 221    | 0,00                                     | 0,00  | 65,12 | 78,80 | 1,00                           | 1,00  | 2,87  | 4,72  | 450250                                | 450797    | 552947    | 366191   |
| 222    | 48,29                                    | 48,28 | 48,29 |       | 1,93                           | 1,93  | 1,93  |       | 935089                                | 936208    | 935089    |          |
| 223    | 92,84                                    | 92,57 | 91,69 | 85,80 | 13,96                          | 13,45 | 12,04 | 7,04  | 3974236                               | 3996068   | 4380346   | 10929357 |
| 231    |  |       |       | 86,99 |                                |       |       | 7,69  |                                       |           |           | 1885596  |
| 241    | 86,90                                    | 84,37 | 87,13 | 82,18 | 7,63                           | 6,40  | 7,77  | 5,61  | 1398986                               | 1367309   | 1372387   | 1186071  |
| 242    | 81,41                                    | 87,17 | 81,41 | 73,42 | 5,38                           | 7,79  | 5,38  | 3,76  | 1060899                               | 1085258   | 1060899   | 1326753  |
| 243    | 68,61                                    | 58,29 | 63,00 | 34,26 | 3,19                           | 2,40  | 2,70  | 1,52  | 1704119                               | 1715758   | 1625490   | 1846323  |
| 244    | 89,95                                    | 95,79 | 89,60 | 90,31 | 9,95                           | 23,77 | 9,61  | 10,32 | 16258931                              | 5503886   | 16413094  | 19326070 |
| 311    | 43,63                                    | 41,64 | 43,78 | 49,84 | 1,77                           | 1,71  | 1,78  | 1,99  | 113805822                             | 116213150 | 114322876 | 74450542 |
| 312    | 0,00                                     | 0,00  | 0,00  | 45,43 | 1,00                           | 1,00  | 1,00  | 1,83  | 952693                                | 952701    | 819728    | 567078   |
| 313    | 70,61                                    | 70,59 | 68,09 | 39,91 | 3,40                           | 3,40  | 3,13  | 1,66  | 3007745                               | 3008605   | 3058805   | 6728769  |
| 322    |  | 0,00  |       |       |                                | 1,00  |       |       |                                       | 320734    |           |          |
| 323    | 0,00                                     |       |       | 0,00  | 1,00                           |       |       | 1,00  | 643358                                |           |           | 75004    |
| 324    | 63,02                                    | 79,94 | 88,38 | 89,39 | 2,70                           | 4,99  | 8,60  | 9,42  | 1130916                               | 891586    | 1445243   | 2553497  |
| 512    | 10,66                                    | 11,20 | 10,66 | 1,65  | 1,12                           | 1,13  | 1,12  | 1,02  | 10801114                              | 10198376  | 10801114  | 14284646 |

Tabela 6 - Métricas calculadas ao nível da paisagem

|  | 1990      | 2000      | 2006      | 2012      |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Nº total de manchas (adimensional)                     | 261       | 298       | 295       | 329       |
| Área total (ha)  | 60596,5   | 60596,5   | 60596,5   | 60596,5   |
| Nº de manchas com área central disjunta (adimensional) | 23        | 25        | 21        | 35        |
| Nº de manchas sem área central (adimensional)          | 3         | 4         | 4         | 4         |
| Área total central (ha)                                | 58375,7   | 58242,2   | 58255,5   | 58052,9   |
| Cority (adimensional)                                  | 0,9       | 0,9       | 0,9       | 0,8       |
| Índice da área central (%)                             | 96,3      | 96,1      | 96,1      | 95,8      |
| Riqueza (adimensional)                                 | 17,0      | 17,0      | 16,0      | 18,0      |
| Índice de diversidade de Shannon (adimensional)        | 1,752     | 1,822     | 1,847     | 1,910     |
| Índice de uniformidade de Shannon (adimensional)       | 0,618     | 0,643     | 0,666     | 0,661     |
| Dominância (adimensional)                              | 1,081     | 1,011     | 0,926     | 0,981     |
| Densidade da margem (m/ha)                             | 37,0      | 39,2      | 39,0      | 42,5      |
| Margem total (m)                                       | 2240364,5 | 2377019,6 | 2363488,8 | 2576656,4 |
| Margem média da mancha (m)                             | 8583,8    | 7976,6    | 8011,8    | 7831,8    |
| Índice da média da forma (adimensional)                | 1,755     | 1,748     | 1,758     | 1,828     |
| Razão média do perímetro/área (adimensional)           | 0,018     | 0,019     | 0,059     | 0,023     |
| Dimensão média dos fractais (adimensional)             | 1,270     | 1,272     | 1,271     | 1,279     |